



USO DE LA ELECTROCOAGULACIÓN COMO ALTERNATIVA PARA LA ELIMINACIÓN DE MICROPLÁSTICOS PRESENTES EN LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS.



Máster Universitario en Gestión Sostenible y
Tecnologías del Agua.

Trabajo Fin de Máster

Autor:

Simón Peláez Villa

Tutor/es:

Maria José Moya Llamas

Junio 2020

“El agua es la fuerza motriz de toda la naturaleza”

Leonardo Da Vinci

AGRADECIMIENTOS

Bajo este trabajo, quiero dejar plasmado unas líneas de agradecimiento a todas la personas que han hecho posible la realización de mis estudios académicos.

En lo académico quiero agradecer a mi tutora Maria José Moya, quien bajo circunstancias excepcionales siempre me brindó su ayuda, atención y todo conocimiento académico para la realización de este trabajo.

Al Instituto Universitario del Agua y las Ciencias Ambientales-IUACA- y la Universidad de Alicante por brindarme todos los conocimientos para la presentación de este proyecto además de sus instalaciones en las que pude desarrollar parte de la experimentación que conllevaba este trabajo.

A todos mis compañeros y amigos por todo lo que hemos vivido durante este año académico, por todo los que nos ha tocado pasar hemos sido un apoyo entre todos, Sus conocimientos han sido de gran ayuda para estar donde estoy actualmente.

Por último, en lo personal quiero agradecer a toda mi familia y mi novia que es por ellos que puedo estar realizando mis estudios complementarios y en especial a mis padres que gracias a ellos estoy en donde siempre he querido estar. Gracias a ellos es que estoy cumpliendo mis sueños.

DEDICATORIA

A mi madre y a mi padre Nora Villa y Jesús Peláez que me han brindado todo en esta vida para ser quien soy como persona y como profesional. Todo esto es por ellos y para ellos. Es por ellos que estoy donde siempre he querido estar.

Mi abuela Nelly Jaramillo que desde pequeño ha cuidado de mí y que con su perseverancia y paciencia me ha ayudado a ser siempre una mejor persona.

¡¡OS QUIERO MUCHO!!

RESUMEN

El uso extensivo de plásticos, cuya disposición final de los residuos generalmente es el medioambiente, ha generado un residuo de muy difícil gestión y lenta asimilación medioambiental. Aunque se ha comprobado su acumulación en ciertos órganos de los seres vivos que ingieren estos materiales, su afección sobre la salud humana y el medioambiente todavía no ha sido científicamente contrastada. La presencia de microplásticos ha sido observada en prácticamente todos los medios acuáticos del planeta. Investigaciones como la de Enfrin, Dumée & Lee (2019) han puesto de manifiesto el impacto de los microplásticos en las diferentes etapas del tratamiento de las aguas residuales, donde se han encontrado altas concentraciones de estas partículas en diferentes puntos de los procesos. Esto, además de dificultar el tratamiento y depuración de las aguas, genera una importante preocupación en cuanto a la calidad de las aguas tratadas.

Las tecnologías electroquímicas han demostrado ser eficaces en el tratamiento de aguas complejas. En el caso de la remoción de microplásticos, diferentes estudios indican que tecnologías electroquímicas como la Electrocoagulación pueden ser eficaces en su remoción ya que combina las ventajas de la coagulación convencional y de los tratamientos electroquímicos para la eliminación de partículas contaminantes suspendidas, disueltas o emulsionadas en el agua mediante una corriente eléctrica que da lugar a la desestabilización coloidal, la neutralización y la posterior remoción.

La presente investigación aborda el uso de la electrocoagulación para la eliminación de microplásticos en aguas residuales de tipología urbana. Se propone la realización del diseño, montaje y puesta en marcha de una celda electrolítica, para testear la eficacia cualitativa de la Electrocoagulación de aguas residuales sintéticas preparadas en laboratorio con una concentración de microplásticos conocida. El trabajo incluirá también la preparación de la muestra de microplásticos mediante corte y tamizado del material original.

Tabla de contenido

1	INTRODUCCIÓN	1
2	OBJETIVOS	3
2.1	Objetivo principal	3
2.2	Objetivos secundarios	3
3	MICROPLÁSTICOS	4
3.1	¿Qué son los microplásticos?	4
3.2	Origen de los microplásticos	5
3.2.1	Turismo costero	7
3.2.2	Embalaje de comidas y bebidas	7
3.2.3	Producción de plástico	7
3.2.4	Transporte terrestre	8
3.2.5	Limpieza de cascos de barcos	8
3.2.6	Textiles y ropa	8
3.2.7	Plástico reciclado	8
3.2.8	Construcción	9
3.2.9	Agricultura	9
4	PRESENCIA DE MICROPLÁSTICOS	9
4.1	Medio ambiente y salud	10
4.2	Plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas	13
4.2.1	Efectos de los microplástico sobre el tratamiento de aguas residuales	13
5	TECNOLOGÍA DE ELECTROCOAGULACIÓN PARA LA REMOCIÓN DE MICROPLÁSTICO DE LAS AGUAS RESIDUALES.	16
5.1	¿Qué son las tecnologías electroquímicas?	16
5.1.1	Reacciones electroquímicas	17
5.1.2	Tecnologías electroquímicas	18
5.2	Electrocoagulación	20
5.2.1	Celda de electrocoagulación	22
5.2.2	Selección de electrodos	24
6	ELIMINACIÓN DEL MICROPLASTICO DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS MEDIANTE ELECTROCOAGULACIÓN	27
7	EXPERIMENTACIÓN CUALITATIVA	29

7.1	Reactor electroquímico	30
7.2	Preparación de muestras de microplástico	31
7.2.1	Molienda de corte	32
7.2.2	Molienda de bola.	32
7.3	Preparación de agua residual a tratar	35
7.4	Procedimiento	36
7.5	Análisis de los resultados.....	37
8	CONCLUSIONES.	41
9	BIBLIOGRAFÍA	42

Índice de figuras

Ilustración 1.1	Diagrama de disposición final del plástico en 2013.....	1
Ilustración 3.1	Gráfico de comparación de la frecuencia de la clase de tamaño en los diferentes entornos muestreados: playas arenosas (ocre), sedimentos del lecho del río (verde) y río de aguas superficiales (azu)	5
Ilustración 3.2	Fuentes terrestres de microplásticos y caminos hacia el océano.	7
Ilustración 4.1	Una posible entrada de contaminantes (p. Ej., HAPs) y microplásticos en el cuerpo humano a través de la cadena alimentaria.	11
Ilustración 4.2	Interacción entre nano/microplástico y filtración por membranas	15
Ilustración 5.1	Gráfico de tratamiento electroquímico de aguas residuales que contienen 5-amino-6-metil-2-benzimidazolón (AMBI). Condiciones: 5,0 mmol L ⁻¹ de AMBI, 25 mA cm ⁻² y 70 °C. (a) Concentración relativa (expresada en %) del compuesto inicial y del carbono orgánico total (COT)	17
Ilustración 5.2	Sistema de electrocoagulación con ánodo de aluminio y cátodo de hierro	20
Ilustración 5.3	Gráfico de porcentaje de eliminación de DQO en una planta piloto de un proceso combinado UASB+MBR utilizando electrocoagulación para disminuir el ensuciamiento de membranas.	21
Ilustración 5.4	Diagrama esquemático de un reactor EC a escala laboratorio con electrodos monopolares en conexiones paralelas.....	23
Ilustración 5.5	Diagrama esquemático de un reactor EC a escala laboratorio con electrodos monopolares en conexiones en serie.....	23
Ilustración 5.6	Diagrama esquemático de un reactor EC a escala laboratorio con electrodos dipolares en conexiones paralelas	23
Ilustración 6.1	Eficiencia de eliminación de microperlas contra el tiempo a diferentes concentraciones de NaCl. Todas las demás condiciones del reactor: densidad de corriente, 15 mA / cm ² ; pH inicial = 7,5.....	28

Ilustración 6.2 Eficiencia final de eliminación de microesferas después de 60 minutos de electrocoagulación a diferentes valores de pH iniciales.....	28
Ilustración 6.3 Remoción fraccional promedio para densidades de corriente variadas. Fuente: (Perren, Wojtasik, & Cai, 2018)	29
Ilustración 7.1 Celda electroquímica	30
Ilustración 7.2 Montaje de reactor electroquímico	31
Ilustración 7.3 Fuente de alimentación AXIOMET AX3005DS	31
Ilustración 7.4 Muestra de plástico cortada	32
Ilustración 7.5 Molino de corte SM200	32
Ilustración 7.6 Muestra de plástico pulverizada (Microplástico).....	33
Ilustración 7.7 Molino de bolas PM100.....	33
Ilustración 7.8 Recipiente con las bolas	34
Ilustración 7.9 Muestras de plástico	34
Ilustración 7.10 Agua residual sintética de volumen 5L.....	35
Ilustración 7.11 Agua residual sintética con microplástico.....	36
Ilustración 7.12 Electrocoagulación con electrodos de acero inoxidable AISI 304	37
Ilustración 7.13 Posible formación de $Al(OH)_3$	38
Ilustración 7.14 Microplástico sedimentado.....	39
Ilustración 7.15 Microplástico sedimentado.....	39
Ilustración 7.16 Proceso de electrocoagulación 24 horas después con electrodos principales de aluminio	39
Ilustración 7.17 Remoción de microplástico mediante el uso de la electrocoagulación	40
Ilustración 7.18 Posible formación de flóculos con microplástico en la superficie del reactor.....	40

Índice de tablas

Tabla 3.1 Plásticos (acrónimos, nombres completos y productos de plástico característicos)	4
Tabla 3.2 Posibles fuentes terrestres de microplásticos por sector, ejemplos de residuos plásticos, puntos de entrada comunes al océano.)	6
Tabla 4.1 Estudios publicados sobre la contaminación de microplástico en especies animales.....	11
Tabla 4.2 Abundancia y densidad de los materiales plásticos más comunes en aguas residuales.	13
Tabla 5.1 Composición química del Acero Inoxidable AISI 304	26
Tabla 6.1 Preparación alimento para DQO para 5 litros.....	35

1 INTRODUCCIÓN

En la actualidad, los hábitos de vida modernos conllevan el empleo de plásticos para diferentes usos, entre los que destacan principalmente el uso alimentario. Según la Agencia de Protección Ambiental, EPA, en el año 2012 se desecharon 32 millones de residuos plásticos solo en Estados Unidos de los cuales el 44% fueron contenedores y materiales de empaque, 34% materiales de empaques duraderos y 22% correspondiente a empaques no duraderos como los platos y vasos desechables.

El modelo económico actual del planeta viene acompañado de un uso acelerado del plástico y esto conlleva un crecimiento vertiginoso del mismo. Los plásticos y envases de plástico son una parte integral e importante de la economía global. La producción del plástico ha aumentado en los últimos 50 años, desde 15 millones de toneladas en 1964 a 311 millones de toneladas en 2014, y se espera que vuelva a duplicarse en el próximo 20 años. (World Economic Forum, Ellen MacArthur Foundation and McKinsey & Company, 2016)

Un estudio realizado por el Foro Económico Mundial muestra que, en el año 2013, del total de producción de plásticos el 40% se destinó para vertederos, el 32% terminó sin control en la naturaleza, un 14% se incineró, lo cual se convierte en un problema más para el cambio climático y el 14% restante se recicló. Sin embargo, solo un 2% del plástico reciclado se gestionó correctamente. (World Economic Forum, Ellen MacArthur Foundation and McKinsey & Company, 2016)

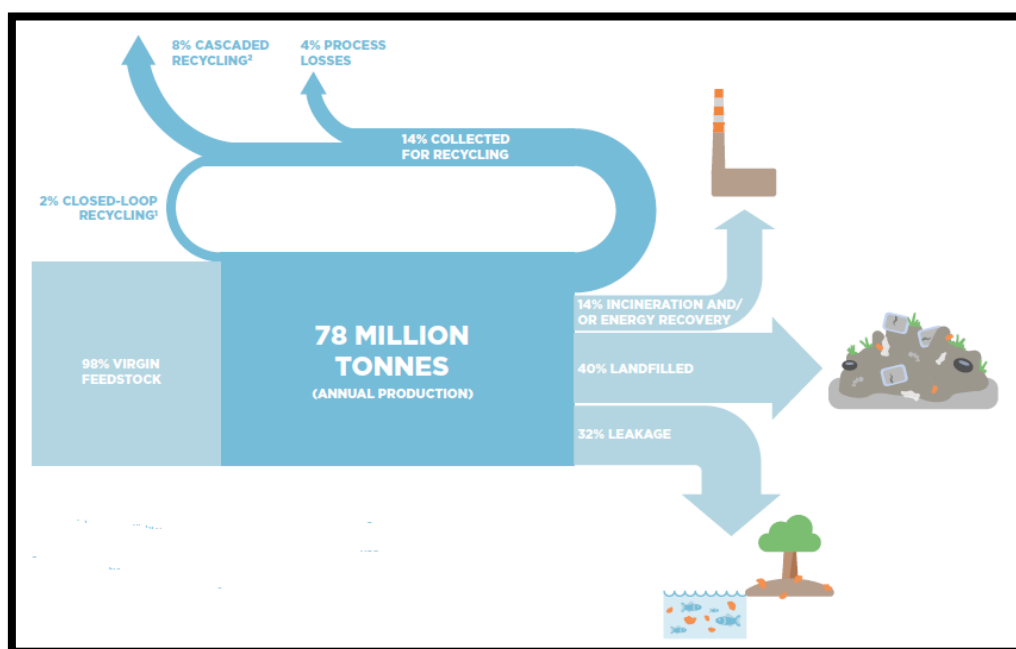


Ilustración 1.1 Diagrama de disposición final del plástico en 2013

Fuente: <http://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications>

La disposición final de todos los residuos plásticos generalmente es el medio ambiente, terminando en fuentes superficiales de agua (lagos, lagunas, ríos, océanos etc.). Debido a la mala gestión y al descuido que se tiene con estos productos al momento de disponerlos presentan altos problemas en cuanto a la proliferación bacteriana, además de la ingesta por parte de peces u otros animales que hagan parte de la cadena trófica del ser humano.

Debido a la mala disposición de este residuo, en la actualidad existe un nuevo problema con estos productos sintéticos y es la formación de microplásticos.

En el manejo y gestión de los microplásticos en el tratamiento de agua residual, según (Enfrin, Dumée, & Lee, 2019) existe un impacto directo de los microplásticos sobre el tratamiento de aguas residuales en sus diferentes etapas ya que, además de las partículas que llegan del agua residual, debido a mezclas, bombeos y burbujeos en el proceso de depuración se forman nuevas partículas de microplástico generadas por las tensiones y fuerzas de fricción que experimentan a lo largo del proceso.

En las plantas depuradoras de aguas residuales se han encontrado altas concentraciones de microplásticos. La concentración de los microplásticos encontrados en los afluentes de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales, en adelante EDARs ha sido de 1 a 10.044 partículas/L. Estos microplásticos se depositan en diferentes puntos del proceso generándose una remoción indirecta de este contaminante, pero a su vez creando nuevos problemas en cada una de las etapas de la depuración de las aguas residuales.

Existen diferentes tecnologías y tratamientos que permiten limitar la acumulación de microplásticos y evitar que continúe fragmentándose. El propósito de estos tratamientos, como son la separación por densidad, la coagulación y la biodegradación es evitar incidentes en el tratamiento que reduzcan el rendimiento de los equipos y de la calidad del agua final y la liberación indeseada de los mismos en los lodos aprovechados en agricultura.

Es en este punto donde se deben optar por nuevas tecnologías que garanticen una remoción considerable de microplásticos antes de que entren a los procesos de depuración, las tecnologías electroquímicas forman parte de estos nuevos procesos en los que se ha demostrado sus eficiencias de remoción de contaminantes. Existen actualmente diferentes tratamientos electroquímicos como la electrodiálisis, electroflotación y electrooxidación que son usados para tratamientos de aguas, sin embargo, para este trabajo se presentará una revisión bibliográfica de la electrocoagulación como una alternativa para la remoción de microplásticos en las aguas residuales urbanas.

La bibliografía encontrada sobre remoción de microplásticos por electrocoagulación es muy escasa, destacando la investigación realizada por Perren et al. (2018) sobre la eliminación de microperlas de material plástico (polietileno) mediante coagulación, floculación y neutralización llevada a cabo mediante procesos de electrocoagulación a diferentes intensidades de corriente. En este sentido, la presente investigación pretende aportar referencias que permitan dar un nuevo enfoque a la optimización del proceso de electrocoagulación, para que pueda ser trabajado y usado de manera combinada con los procesos convencionales de tratamiento y depuración de aguas residuales urbanas para la eliminación de microcontaminantes.

Este trabajo pretende verificar la eficiencia que puede tener la electrocoagulación como tecnología electroquímica para la remoción de contaminantes emergentes como es el caso de los microplásticos. Basados en la experiencia que existe en tecnologías electroquímicas, se experimentará con la electrocoagulación mediante el diseño, montaje y puesta en marcha de una celda electroquímica a escala laboratorio para la electrocoagulación en batch de una muestra de microplásticos de concentración conocida. El interés complementario de este trabajo es determinar cualitativamente la eficiencia de los procesos de electrocoagulación en la remoción de microplásticos usando electrodos de diferentes materiales. Estudios previos demuestran la efectividad de diferentes electrodos para eliminar algún parámetro en específico. En investigaciones de (Nizam Mahmad, Rozainy M.A.Z, Abustan, & Baharun, 2016) comparan electrodos en aluminio y en acero inoxidable para observar cuál de estos electrodos elimina mejor ciertos parámetros (cromo total, color y turbidez).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo principal

El objetivo principal de este Trabajo Fin de Máster se basa en el estudio de los procesos de electrocoagulación como alternativa eficaz en la eliminación de microplásticos de las aguas residuales urbanas.

2.2 Objetivos secundarios

Los objetivos secundarios se definen como:

- Diseño y montaje de una celda electroquímica para la realización en batch de ensayos de Electrocoagulación de aguas residuales.
- Estimación cualitativa de la Electrocoagulación en la separación de microplásticos presentes en aguas residuales de tipología urbana mediante el uso de electrodos de diferentes materiales.

3 MICROPLÁSTICOS

3.1 ¿Qué son los microplásticos?

Los plásticos son polímeros procedentes del petróleo combinados con otras sustancias, diferentes aditivos, que son los que le confieren las propiedades deseadas en cuanto a su textura, resistencia a la temperatura, maleabilidad, estabilidad, brillo, etc. (Bilbao Villena, 2015)

Entre los plásticos de consumo más utilizados encontramos el polietileno (PE), el polipropileno (PP), el poliestireno (PS), el policloruro de vinilo (PVC) y el polietilentereftalato (PET). Dentro de la categoría de plásticos también podemos incluir las fibras, los recubrimientos y las gomas. Cada tipo de plástico puede a su vez contener una serie de aditivos para modificar sus propiedades que también pueden terminar afectando al medioambiente. (Toledo Martínez, 2019)

Tabla 3.1 Plásticos (acrónimos, nombres completos y productos de plástico característicos)

Fuente: (Rojo-Nieto & Montoto, 2017)

ACRÓNIMO	NOMBRE COMPLETO	PRODUCTOS
PET (PETE)	Polietileno tereftalato	Botellas plásticas
PES	Poliéster	Ropa de poliéster
LDPE o PEBD	Polietileno de baja densidad	Bolsas de plástico
HDPE o PEAD	Polietileno de alta densidad	Botellas de detergente
PVC	Policloruro de vinilo	Tuberías
PP	Polipropileno	Tapas de botellas
PA	Poliamida	Cepillos de dientes
PS	Poliestireno	Envases de comida para llevar

Los microplásticos son compuestos igual de resistentes que los plásticos; cuando el tamaño de estos fragmentos es inferior a 5 mm se conocen como microplásticos y a partir de 1 nm se considera nanoplásticos. (Gigault et al., 2018)

Su difícil reciclaje y su baja capacidad de degradación tienen como consecuencia una acumulación de estos en el medio ambiente, lo que ha sido reconocido como un problema medioambiental emergente.

En España existen diversos estudios que permiten conocer las concentraciones de microplástico que pueden llegar a los ecosistemas acuáticos. En el delta del río Ebro ubicado en el noroeste mediterráneo, en Cataluña se encontraron concentraciones considerables de microplástico en diferentes puntos del río. Se encontraron microplásticos en todas las muestras analizadas. Las micropartículas estaban dominadas por fibras, seguidos por fragmentos de

plástico y películas. Estos tres tipos de categorías de MP se encontraron en casi todos los lugares de muestreo. (Simon-Sánchez, Grelaud, Garcia-Orellana, & Ziveri, 2019)

La distribución en el tamaño de las partículas es de gran variedad, encontrándose tamaños muy variables entre los 50 µm y los 3000 µm en los diferentes puntos de medición y toma de muestras.

Las partículas más frecuentes que se encontraron en el estudio son de tamaños entre los 200 µm y 500 µm.

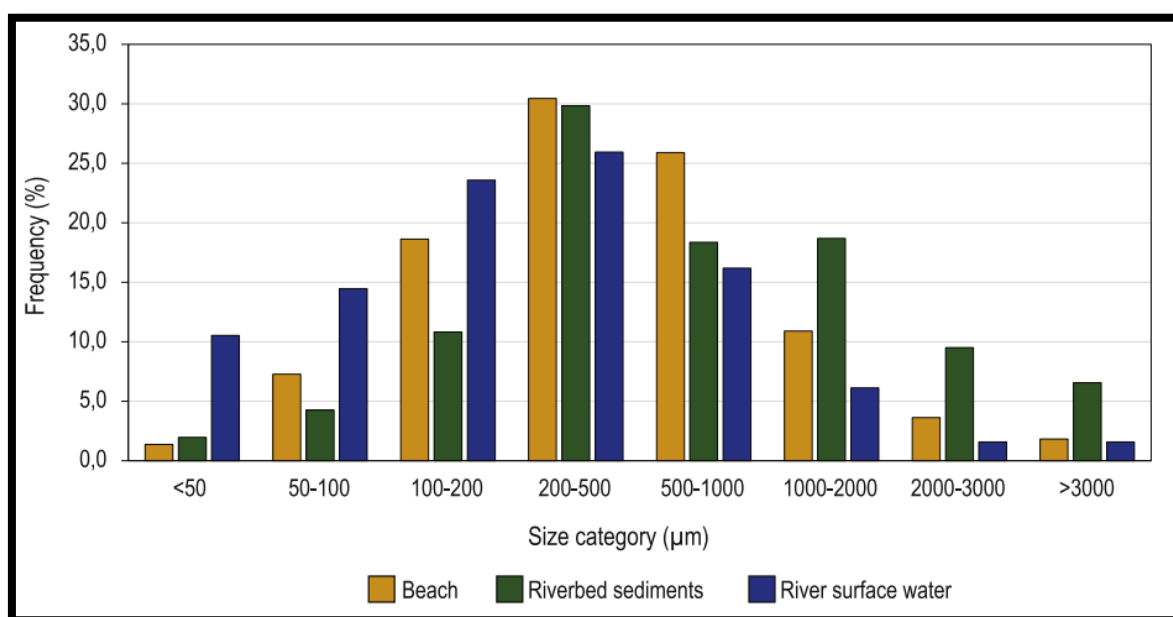


Ilustración 3.1 Gráfico de comparación de la frecuencia de la clase de tamaño en los diferentes entornos muestreados: playas arenosas (ocre), sedimentos del lecho del río (verde) y río de aguas superficiales (azul)

Fuente: (Simon-Sánchez, Grelaud, Garcia-Orellana, & Ziveri, 2019)

3.2 Origen de los microplásticos

Según el Grupo de Expertos Sobre los Aspectos Científicos de la Protección del Medio Marino-GESAMP en su artículo *Sources, Fate And Effects Of Microplastics In The Marine Environment: A Global Assessment* del año 2015, la introducción de los microplásticos a las fuentes superficiales se da principalmente por dos circunstancias o tipos:

1. Los **microplásticos primarios** son partículas creadas en esos tamaños de manera intencional con el fin de fabricar artículos de limpieza, plástico pulverizado, en la industria farmacéutica, prendas textiles sintéticas, entre otras.

Estas micropartículas suponen un grave problema ambiental al incorporarse tras su uso a la red de alcantarillado, sorteando los sistemas de saneamiento y desembocando en los mares y océanos. (Rojo-Nieto & Montoto, 2017)

2. Los **microplásticos secundarios** resultan de la desintegración de plásticos más grandes que, por la interacción de los rayos UV del sol y la fricción a la que son sometidos por el fuerte oleaje forman moléculas igual de resistentes que el desintegrado.

Tabla 3.2 Posibles fuentes terrestres de microplásticos por sector, ejemplos de residuos plásticos, puntos de entrada comunes al océano.

Fuente: (UNEP, 2016)

SECTOR ECONÓMICO	MICROPLASTICO PRIMARIO	MICROPLASTICO SECUNDARIO	FUENTE DE ENTRADA AL AGUA
Turismo		Embalaje fragmentado, artículos para el hogar, bienes de consumo,	Aguas residuales, ríos, costas, atmósfera.
Comidas y bebidas		Embalaje fragmentado de un solo uso	Aguas residuales, ríos, costas, atmósfera.
Producción de plástico	Pellets de resina plástica		Aguas residuales, ríos, costas.
Retail		Embalaje fragmentado, artículos para el hogar, bienes de consumo.	Aguas residuales, ríos, costas.
Hogares		Embalaje fragmentado, artículos para el hogar, bienes de consumo.	Aguas residuales, ríos, costas.
	Productos cosméticos y de cuidado personal (PCCP)		Aguas residuales.
Transporte terrestre		Neumáticos	Aguas residuales, ríos.
Limpieza de cascos de barcos y edificios	Polvos abrasivos		Aguas residuales, ríos, costas.
Manufactura	Polvos para moldes de inyección, polvos para impresión 3D		Aguas residuales, ríos.
Plástico reciclado		Embalaje fragmentado, artículos para el hogar, bienes de consumo.	Aguas residuales, ríos.
Construcción		Poliestireno expandido fragmentado, embalaje.	Aguas residuales, ríos, costas.
Agricultura		Películas / láminas fragmentadas, macetas, tuberías,	Aguas residuales, ríos, costas, atmósfera.

En la *ilustración 3.2* se muestran las principales fuentes terrestres y puntos de entrada de microplástico a los océanos de tipo primario y secundario. La

habido muchos casos de pérdida accidental de gránulos de resina durante el transporte, el transbordo o en las instalaciones de fabricación. Como resultado, los gránulos de resina se han distribuido ampliamente en el medio marino. (UNEP, 2016)

3.2.4 Transporte terrestre

La emisión de partículas de polvo de plástico (principalmente <80 micrómetros) por el desgaste de los neumáticos se ha reconocido recientemente. Parte del polvo vuela como partículas en el aire, el resto aterriza directamente en el suelo alrededor de las carreteras, el agua de lluvia fluye hacia la alcantarilla o termina en aguas superficiales y en el mar, o se incorpora con nieve y puede ser redistribuida si se quita la nieve. Los neumáticos para automóviles están hechos principalmente de caucho de estireno-1,3-butadieno (SBR) y productos reciclados hechos de caucho para neumáticos. (UNEP, 2016)

3.2.5 Limpieza de cascos de barcos

Los cascos de los barcos deben limpiarse regularmente para eliminar el crecimiento biológico y permitir el repintado. Tradicionalmente, esto habría implicado la difusión de aire con granos de arena, pero ahora a veces se usan partículas de plástico (Browne, Galloway, & Thompson, 2007). También se utilizan para limpiar el interior de los tanques. Esto ofrece la posibilidad de que dos tipos de microplásticos se liberen al medio ambiente: el polvo abrasivo plástico original (primario) y las escamas de pintura (secundario), que a menudo contienen una base polimérica (UNEP, 2016)

3.2.6 Textiles y ropa

La liberación de fibras de textiles y prendas de vestir se reconoce como una fuente potencial importante de piezas de tamaño microplástico. Las plantas de tratamiento de aguas residuales retendrán una proporción variable, dependiendo de la existencia, el diseño y la eficacia de las instalaciones de tratamiento (UNEP, 2016). Sin embargo, es evidente que un número significativo de fibras textiles ingresa al medio marino, encontrándose en cantidades relativamente grandes en la costa y en sedimentos cercanos a la costa cerca de los centros de población urbana (UNEP, 2016); (Karlsson, 2014)

3.2.7 Plástico reciclado

El sector del reciclaje de plásticos considera el plástico como un recurso valioso, en lugar de algo para ser utilizado y luego desechado. Las pérdidas de este sector no están cuantificadas, pero se puede esperar que sean relativamente bajas, siempre que se sigan las buenas prácticas de gestión de residuos. Sin embargo, las pérdidas pueden ser mucho mayores por las instalaciones municipales mal administradas y los sectores informales de reciclaje de residuos. (UNEP, 2016)

3.2.8 Construcción

La industria de la construcción es una fuente considerable de uso y disposición final de plásticos, aunque su potencial como fuente de residuos marinos no ha sido bien definido. Los plásticos de construcción ingresarán al flujo de residuos sólidos y el grado en que contribuya a los plásticos marinos dependerá de la efectividad del manejo de los residuos sólidos (UNEP, 2016). Los selladores de juntas (a base de polímeros) utilizados en la industria de la construcción en los años 50 y 80 solían contener PCB. Esto se ha identificado como una fuente difusa significativa de PCB para el medio ambiente (Kohler et al., 2005)

3.2.9 Agricultura

Los plásticos se utilizan en muchos aspectos de la agricultura, incluidos: tuberías de riego, contenedores de siembra y mallas y láminas protectoras. Se desconoce en qué medida los usos más convencionales y más nuevos de los plásticos en la agricultura contribuyen a la carga de basura marina. (UNEP, 2016)

Ha habido informes de que tales materiales terminan en el océano y, al menos en un caso, son ingeridos por organismos marinos (de Stephanis, Giménez, Carpinelli, Gutiérrez-Exposito, & Cañadas, 2013)

Por otra parte, La disposición final de los fangos provenientes de EDARs es de gran importancia ya que normalmente son utilizados en la agricultura, y, al estar este fango contaminado con microplásticos, estos podrían liberarse al ambiente agravando el problema de contaminación debido a la posible fijación al microplástico de contaminantes orgánicos y metales pesados que llegarían directamente al suelo o fuentes superficiales y subterráneas de agua (Peyton et al., 2016).

4 PRESENCIA DE MICROPLÁSTICOS

La disposición final de todos los residuos plásticos generalmente es el medio ambiente, terminando en fuentes superficiales de agua (lagos, lagunas, ríos, océanos etc.). Debido a la mala gestión y al descuido que se tiene con estos productos al momento de disponerlos presentan altos problemas en cuanto a la proliferación bacteriana, posibles afecciones en la salud humana y en el medio ambiente además de taponamientos de las redes de saneamiento de las grandes ciudades generando serios problemas en las instalaciones.

La presencia de microplásticos supone un problema a nivel global ya que se han detectado microplásticos en cuerpos de agua y sedimentos de siete continentes y cuatro océanos (Yu et al., 2020).

4.1 Medio ambiente y salud

La mayoría de las partículas microplásticas que ingresan al agua dulce provienen principalmente de microplásticos secundarios generados por la descomposición de artículos plásticos más grandes, por ejemplo, envases de un solo uso, neumáticos, fibras de tejidos sintéticos y partículas de pintura de carreteras. (Hong Wong, Kin Lee, Daniel Tang, & Yap, 2020)

Como se menciona anteriormente, la entrada de estas micropartículas proviene de sectores económicos tales como la agricultura, turismo, transporte terrestre, empaque de alimentos y bebidas de un solo uso, entre otros. (UNEP, 2016) a través de escorrentías superficiales, lixiviados agrícolas o la mala gestión de los desechos sólidos. Las descargas de efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales y aguas residuales se han identificado como una posible fuente puntual importante de microplásticos que contribuyen a la entrada de microplásticos en el agua dulce y posteriormente al océano. (Cole, Lindeque, Halsband, & S. Galloway, 2011)

En cuanto a factores ecológicos, diversos estudios han dado por hecho la presencia en altas cantidades de microplásticos en especies marinas y no marinas (Ver *Tabla 4.1*). Estos estudios describen que se han encontrado rastros de estas partículas en más de 690 especies, 200 de las cuales son consumibles por el ser humano.

La ingestión es la interacción más frecuente entre organismos marinos y microplásticos. Se ha estimado que aproximadamente 690 especies fueron afectadas por la contaminación plástica marina en 2015 (Yu et al., 2020). Investigaciones revelan que las posibles causas de ingesta de microplástico es debido a que se suelen confundir con presas y son ingeridos directamente. (Moore, 2008)

(Yu et al., 2020) en su artículo muestra la forma más común y posible en la que los microplásticos con capacidad de adsorber otros contaminantes (en este caso HAPs) pueden llegar indirectamente al ser humano por medio de la bioacumulación en peces que hacen parte de la dieta del mismo. (Ver *Ilustración 4.1*).

Como consecuencia de sus propiedades físicas y químicas, los microplásticos pueden adsorber contaminantes químicos presentes en el entorno, incluidos los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs, por ejemplo, naftaleno y fenantreno). (Wang & Wang, 2018)

Tabla 4.1 Estudios publicados sobre la contaminación de microplástico en especies animales
FUENTE: (Delgado Fimia, 2019)

Especies Animales	Número de estudios publicados desde 2010
Oso	1
Aves	12
Moluscos	22
Pollos	1
Crustáceos	20
Mamíferos acuáticos y peces	208
Insectos	2
Aves marinas	152
Tortugas	5

La presencia de microplásticos sugiere una afección a los seres vivos, ya sea por la ingesta de las partículas o por la exposición y liberación de monómeros químicos que lo constituyen. Las partículas microplásticas de menos de 130 µm de diámetro, una vez ingeridas por los seres vivos, tienen el potencial de translocarse a distintos tejidos, desencadenando una respuesta inmune localizada. Diferentes trabajos experimentales con ratas muestran la translocación de estas partículas desde la cavidad intestinal a la linfa y al sistema circulatorio (Hussain, Jaitley, & Florence, 2001).

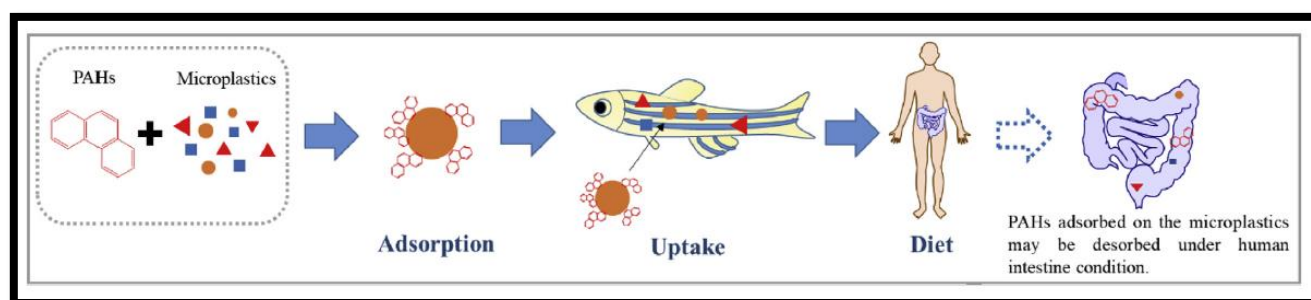


Ilustración 4.1 Una posible entrada de contaminantes (p. Ej., HAPs) y microplásticos en el cuerpo humano a través de la cadena alimentaria.

Fuente: (Yu et al., 2020)

La absorción de plástico sobre los humanos por medio de la cadena trófica puede causar efectos adversos para la salud por al menos tres posibles medios:

- **Toxicidad de la partícula**

Se han observado que las partículas de plástico pueden causar y lesiones pulmonares e intestinales. Partículas muy finas pueden llevar a traspasar membranas celulares. (Vethaak & Leslie, 2016)

- **Toxicidad química**

Los desechos plásticos son considerados una mezcla de microcontaminantes como aditivos químicos, monómeros residuales y otras sustancias que el plástico puede absorber por su superficie específica además de otras sustancias macromoleculares como los materiales poliméricos. (Vethaak & Leslie, 2016)

Varias de estas sustancias, como el bisfenol A, los ftalatos y algunos de los retardantes de llama bromados, son disruptores endocrinos que afectan negativamente la salud humana tras la exposición por ingestión e inhalación. (GESAMP, 2015)

- **Patógenos y vectores parásitos**

Los patógenos humanos, como las bacterias, pueden colonizar superficies plásticas en biopelículas estables cuando entran en contacto en plantas de tratamiento de aguas residuales o en hogares donde se combinan aguas residuales de lavadoras que contienen fibras microplásticas de textiles sintéticos y lavabos. Una vez emitidos al agua superficial, los plásticos que transportan agentes patógenos pueden entrar al baño o al agua potable, lo que conduce a la exposición humana y a un mayor riesgo de infección. (Vethaak & Leslie, 2016)

Los desechos plásticos capaces de retener el agua estancada en la tierra también pueden crear hábitats para las larvas de mosquitos que transmiten parásitos o virus como el zika y el dengue. Del mismo modo, los desechos plásticos pueden crear hábitats favorables para la proliferación y distribución de caracoles de agua dulce portadores de parásitos (por ejemplo, esquistosomiasis) y, por lo tanto, empeoran la propagación de la enfermedad. (Vethaak & Leslie, 2016)

El campo de investigación de la afección de los microplásticos sobre la salud humana es aún muy reciente por lo que no se conoce con claridad el verdadero impacto que pueda ocasionar en los seres vivos, los plásticos y sus aditivos actúan de forma distinta según las circunstancias físicas y químicas, y porque sus características pueden variar conforme los seres a lo largo de la cadena trófica los ingieren, metabolizan o excretan (Delgado Fimia, 2019). Se ha estudiado con gran intensidad la presencia de estas partículas en el medio ambiente (Cole, Lindeque, Halsband, & S. Galloway, 2011); (Enfrin, Dumée, & Lee, 2019); (Hong Wong, Kin Lee, Daniel Tang, & Yap, 2020); (Simon-Sánchez, Grelaud, Garcia-Orellana, & Ziveri, 2019) evidenciando su omnipresencia en todo el planeta.

4.2 Plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas

Las aguas residuales proporcionan una vía para que los productos químicos disueltos y las partículas sólidas se transporten a los hábitats acuáticos. Esto incluye macroplásticos y microplásticos. (UNEP, 2016)

Tabla 4.2 Abundancia y densidad de los materiales plásticos más comunes en aguas residuales.

Fuente: (Enfrin, Dumée, & Lee, 2019)

MATERIAL	Densidad a 20°(g.cm⁻³)	Abundancia en el agua residual
Agua	1,0	-
Polietileno	0,90-0,98	45%
Polipropileno	0,84-0,91	21%
Poliéster	1,10-1,12	16%
Polietileno tereftalato	1,30-1,40	7%
Poliestireno	1,04-1,06	6%
Poliamida	1,05-1,14	5%

La presencia de microplásticos en las plantas de tratamiento de agua y aguas residuales plantea una preocupación por la calidad del agua tratada. Debido a su tamaño amplio pero pequeño y su naturaleza química diversa, los microplásticos pueden viajar fácilmente a lo largo de los procesos de tratamiento de aguas y aguas residuales infiltrando procesos de remediación en varios niveles, lo que representa desafíos operativos y de estabilidad del proceso. (Enfrin, Dumée, & Lee, 2019)

En el manejo y gestión de los microplásticos en el tratamiento de agua residual, según Enfrin et al. (2019) existe un impacto directo de los microplásticos sobre el tratamiento de aguas residuales en sus diferentes etapas ya que, además de las partículas que llegan del agua residual, debido a mezclas, bombeos y burbujeos en el proceso de depuración se forman nuevas partículas de microplástico generadas por las fuerzas de estrés que experimentan a lo largo del proceso.

4.2.1 Efectos de los microplástico sobre el tratamiento de aguas residuales

En la operatividad de las plantas de tratamiento se han evaluado algunos efectos que pueden traer los microplásticos en la eficiencia de cada uno de los procesos de depuración de las aguas residuales. (Zhang & Chen, 2020)

4.2.1.1 Pretratamiento y tratamiento primario

El pretratamiento es el proceso unitario en el cual se eliminan todos los sólidos de gran volumen por el desbaste. En él, las partículas de microplásticos no causarían ninguno problema, sin embargo, debido a su gran cantidad comienzan a amontonarse entre las rejillas bloqueando así el paso del agua lo que genera un mayor mantenimiento en proceso. En el tratamiento primario de las aguas residuales donde se usan mecanismos de

precipitación como la preoxidación y la neutralización, los microplásticos pueden adsorber agentes debido a su gran área superficial e hidrofobicidad y para lograr un tratamiento normal es necesario aplicar más reactivos que permitan la sedimentación de los flóculos.

4.2.1.2 Tratamiento secundario

En cuanto al tratamiento secundario el cual se basa en la depuración de las aguas residuales por medio de microorganismos, se demostró que la presencia de microplásticos afecta considerablemente la nitrificación y desnitrificación del agua lo que conlleva un aumento considerable de amonio (NH_4) y, en una menor proporción también hay efectos adversos en la eliminación del fósforo. La presencia de microplásticos en el agua perjudica notablemente el tratamiento secundario ya que hay una aparente destrucción de SSV (Sólidos Suspendidos Volátiles), lo que da lugar a la formación de más lodo el cual se debe transformar para su tratamiento posterior. Esto se traduce en un aumento en los costos de digestión de lodos.

4.2.1.3 Tratamiento terciario

La afección de los microplásticos sobre el tratamiento terciario se centra específicamente en los tratamientos por membranas de osmosis inversa, ultra y nano filtración, ya que en la mayoría de las plantas de tratamiento se usan membranas de materiales poliméricos y la presencia de microplásticos podrían afectar el rendimiento de las mismas. Debido a las propiedades superficiales de los microplásticos, el ensuciamiento de la membrana también puede ser causado por el bloqueo o la formación de la torta del filtro. El bloqueo de las membranas y el ensuciamiento por lo general conducen a un aumento en la presión transmembrana lo que requiere un mayor tiempo de filtración, generando así mayores costos energéticos.

El bloqueo de poros ocurre primero ya que las partículas más grandes que los poros se retienen en la superficie de la membrana y bloquean

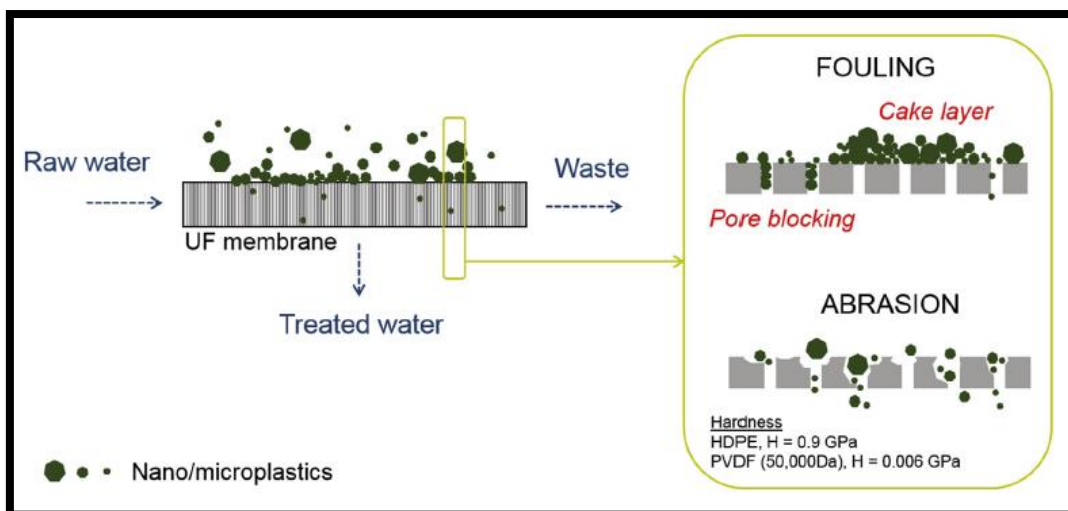


Ilustración 4.2 Interacción entre nano/microplástico y filtración por membranas
Fuente: (Enfrin, Dumée, & Lee, 2019)

parcialmente los poros. La formación de la torta ocurre en una segunda etapa cuando aumenta el número de partículas retenidas. Una consecuencia directa del ensuciamiento es la disminución del flujo de agua permeada y el aumento de la presión transmembrana, lo que resulta en un mayor tiempo de operación, costo de energía y necesidades de mantenimiento. (Enfrin, Dumée, & Lee, 2019)

La aparición de microplásticos en el tratamiento de aguas residuales plantea una preocupación por la calidad del agua tratada, no solo porque se pueden obtener más de estas micropartículas si no que, además se reduce el rendimiento de las tecnologías de filtración por membrana. La tendencia de los microplásticos a fragmentarse se ha planteado, sin embargo, se necesitan estudios sistemáticos para evaluar el mecanismo y la tasa de fragmentación de los microplásticos en el agua para evaluar la contribución de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) a la contaminación de los microplásticos. (Enfrin, Dumée, & Lee, 2019)

Los microplásticos también pueden afectar el proceso de desinfección ya que pueden mantenerse en suspensión en las aguas residuales, lo que dificulta la cloración y la desinfección UV. Los microplásticos pueden actuar como sustratos protectores para bacterias, que pueden resistir la desinfección. Además, el ozono también puede oxidar los microplásticos, lo que resulta en la reducción de moléculas de ozono efectivas.

4.2.1.4 Tratamiento de lodos

En el tratamiento y deshidratación de fangos procedentes de la decantación primaria y secundaria, la eficiencia de las depuradoras en la eliminación de los microplásticos es alta, por lo que la mayor retención de las

micropartículas se verá reflejada en los fangos. La concentración de microplásticos en fangos está alrededor de 1.500 a 170.000 partículas por cada kilogramo de fango en su peso seco. (Sun, Dai, Wang, van Loosdrecht, & Ni, 2019)

La disposición final de estos fangos es de gran importancia ya que normalmente los fangos de depuradoras son utilizados en la agricultura, y, al estar este fango contaminado con microplásticos, estos podrían liberarse al ambiente agravando el problema de contaminación debido a la posible fijación al microplástico de contaminantes orgánicos y metales pesados que llegarían directamente al suelo o fuentes superficiales y subterráneas de agua (Peyton et al., 2016); (Corradini et al., 2019) al igual que la posible bioacumulación en seres vivos que hacen parte de la cadena trófica de los seres humanos.

5 TECNOLOGÍA DE ELECTROCOAGULACIÓN PARA LA REMOCIÓN DE MICROPLÁSTICO DE LAS AGUAS RESIDUALES.

5.1 ¿Qué son las tecnologías electroquímicas?

La electroquímica es una rama de la química dedicada al estudio de la interacción y correlación de los procesos químicos y eléctricos mediante las reacciones de óxido-reducción. (Gilpavas, 2008)

Las tecnologías electroquímicas han surgido como una alternativa para la descontaminación de aguas residuales, ofrece también una importante posibilidad que ha motivado su aplicación en una gran variedad de contaminantes. La técnica consiste en introducir en la solución del contaminante dos metales, electrodos, entre los que se aplica una adecuada diferencia de potencial o una densidad de corriente. Con esta tecnología se han implementado diversas estrategias (directas o indirectas) realizando tanto oxidaciones como reducciones del contaminante. (Sarria, Parra, Rincón, Torres, & Pulgarín, 2005)

La electroquímica contiene aspectos innovadores que facilitan la operatividad del tratamiento de aguas residuales. (Vicerrectorado de investigación, s.f.)

Durante los procesos electroquímicos, los oxidantes y reductores clásicos (p.e. sales de dicromato o permanganato, cinc metálico, hidruros, etc.), se sustituyen por los procesos de transferencia de carga (electrones). Las características de los electrones como reactivos químicos son extraordinarias y muy diferentes a las de otros agentes químicos clásicos. Se pueden usar como oxidantes o reductores y su potencial redox se puede controlar sin que cambie su identidad. No hay que olvidar que este reactivo tiene las siguientes ventajas:

- No se almacena.
- Se suministra en función de su demanda.
- Tiene un bajo coste (aproximadamente 0,01\$/mol de producto sintetizado, dependiendo del proceso)
- Puede producir especies de un alto valor sintético como cationes, aniones, radicales.
- Evita la contaminación sin provocar otros reactivos.
- La tecnología electroquímica es una nueva forma de producir productos químicos sintéticos.
- Simplifica los métodos clásicos de síntesis química.
- Es menos agresivo para el medio ambiente, evitando subproductos y residuos derivados de los procesos de fabricación.
- Los procesos obtenidos necesitan una menor purificación.

Cuando se compara un proceso químico convencional y otro electroquímico, se pueden observar las ventajas del segundo en la gestión de los residuos. Resulta más fácil en la metodología electroquímica, incluso desaparece la necesidad de gestionar los reactivos transformados, como sucede con los procesos químicos convencionales.

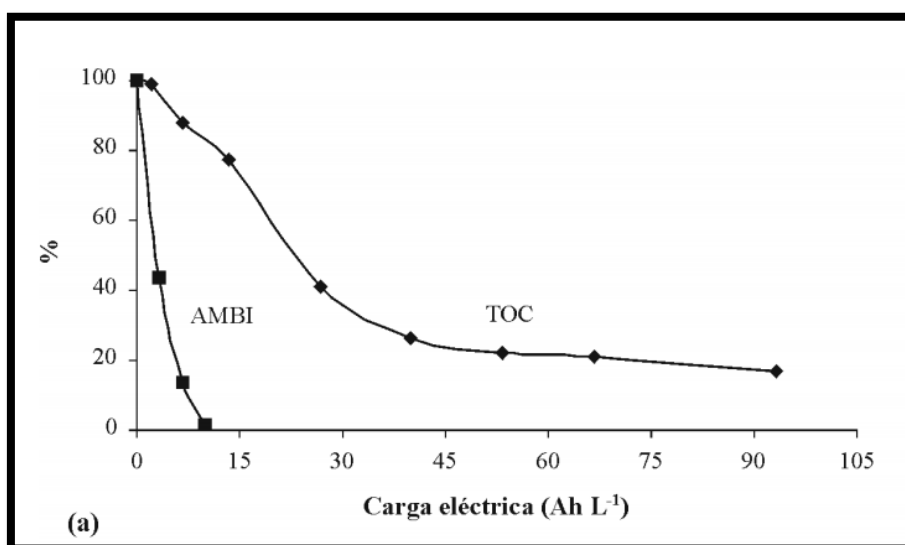


Ilustración 5.1 Gráfico de tratamiento electroquímico de aguas residuales que contienen 5-amino-6-metil-2-benzimidazolón (AMBI). Condiciones: 5,0 mmol L⁻¹ de AMBI, 25 mA cm⁻² y 70 °C. (a) Concentración relativa (expresada en %) del compuesto inicial y del carbono orgánico total (COT)

Fuente: (Sarria, Parra, Rincón, Torres, & Pulgarín, 2005)

5.1.1 Reacciones electroquímicas

Las reacciones electroquímicas son las de óxido-reducción conocidas como redox, las cuales se basan en transferencia de electrones entre un conjunto de especies químicas, en las cuales se presenta una especie oxidante y una reductora, que a su vez alcanzan una forma reducida y una forma oxidada respectivamente. Según lo anterior, el reductor es la especie química que tiende a ceder electrones de su estructura química al medio,

quedando con carga mayor a la que tenía, mientras, el oxidante es la especie que tiende a captar esos electrones, quedando con carga menor (Masterton & Hurley, 1997)

Krishnan Rajeshwar y Jorge Ibanez en su libro *Environmental Electrochemistry: Fundamentals and Applications in Pollution Abatement* describen una reacción electroquímica de la siguiente forma (Rajeshwar & Ibanez, 1997)



Donde:

O: Es la especie oxidada, agente reductor

R: Es la especie reducida, agente oxidante

ηe^- : Número de electrones transferidos por mol

5.1.2 Tecnologías electroquímicas

Existen una gran variedad de nuevas tecnologías electroquímicas asociadas al tratamiento de aguas residuales, en este apartado se hablarán de las más utilizadas actualmente y que han mostrado grandes resultados en la depuración de aguas como la electrooxidación, electroflotación, electrodiálisis y electrocoagulación.

5.1.2.1 Electrooxidación

El proceso básico de la electrooxidación consiste en la oxidación total (mineralización) o parcial (conversión de la materia orgánica a compuestos más sencillos más fácilmente degradables y menos contaminantes) de la materia orgánica utilizando la corriente eléctrica. Estos procesos están íntimamente relacionados con procesos anódicos. La oxidación se divide en dos (Fundación para el conocimiento madri+d, 2010):

- **Directa:** en este caso el contaminante es oxidado directamente en la superficie del ánodo mediante la generación de oxígeno activo fisisorbido en la superficie del ánodo (radicales hidroxilo OH \cdot adsorbidos en la superficie del ánodo) u oxígeno activo quimisorbido en la superficie del ánodo (oxígeno en la red del óxido de metal del ánodo MO $x+1$) El primero de estos procesos, oxígeno activo fisisorbido produce la combustión completa de los compuestos orgánicos, mientras que el oxígeno activo quimisorbido produce una oxidación parcial de los compuestos orgánicos.
- **Indirecta:** La oxidación no ocurre en la superficie del ánodo, en estos casos en el ánodo se generan especies oxidantes como peróxido de hidrógeno, ozono o cloro, proveniente de la oxidación de los cloruros

presentes en el agua, que son liberados al agua y son éstos los que realmente oxidan a la materia orgánica presente en el agua.

5.1.2.2 Electroflotación

El proceso de electroflotación es un proceso simple por el cual los contaminantes flotan en la superficie del agua adsorbidos sobre las pequeñas burbujas de hidrógeno y oxígeno generadas respectivamente en el cátodo y en el ánodo en el proceso de descomposición electrolítica del agua. La eficiencia del proceso de flotación está fundamentalmente determinada por el tamaño de las burbujas generadas. Son preferibles las burbujas pequeñas ya que proporcionan una mayor superficie de contacto para la adsorción de las partículas a eliminar. Esta es una de las principales ventajas del proceso de EF respecto a otros procesos de flotación clásicos como DAF por sus siglas en inglés (dissolved air flotation). El 90 % de las burbujas generadas en la electroflotación tienen un tamaño entre 15 y 45 μm mientras que en el proceso DAF el tamaño oscila entre 50 y 70 μm . (Fundación para el conocimiento madri+d, 2010)

5.1.2.3 Electrodialisis

Proceso de separación que se lleva a cabo mediante un equipo en forma de filtro prensa formado por compartimentos delgados entre un par de electrodos que generan una diferencia de potencial y hace posible el movimiento de iones. Estos compartimentos están formados por membranas de intercambio iónico instaladas intercaladamente, las primeras permiten el paso de cationes y las segundas a aniones, de esta forma, algunos compartimentos van quedándose sin iones y otros compartimentos van reteniendo cada vez una mayor concentración de iones. (López García, 2005)

5.1.2.4 Electrocoagulación

La electrocoagulación es una técnica utilizada para el tratamiento de las aguas residuales. Mediante esta tecnología los contaminantes, de muy diversos efluentes, son removidos aplicando el principio de coagulación, pero en este caso no se hace uso de un coagulante químico, cuya función es llevada a cabo por la corriente eléctrica que es aplicada al medio líquido contaminado (Arango-Ruíz, 2014). Por tanto, se puede definir a la electrocoagulación (o coagulación asistida electroquímicamente) como un proceso electroquímico en el que, a partir de compuestos procedentes de la disolución de un ánodo, se agrupa la materia coloidal existente en un agua residual (o se rompe una emulsión), posibilitando su separación del agua mediante técnicas convencionales de separación sólido-líquido (decantación, flotación). (Martínez Navarro, 2008).

En el epígrafe siguiente se realiza una revisión más de detallada de esta última tecnología con el fin de analizarla para la eliminación de los microplásticos en las aguas residuales.

5.2 Electrocoagulación

La electrocoagulación, EC, es un proceso que combina las ventajas de la coagulación convencional y de los tratamientos electroquímicos para eliminar contaminantes que se encuentran suspendidos, disueltos o emulsionados en el agua (Moya Llamas, 2018) El proceso se basa en dejar pasar el agua a través de dos electrodos a los cuales se les aplica una corriente eléctrica para generar una desestabilización coloidal para luego ser neutralizado y removido del efluente.

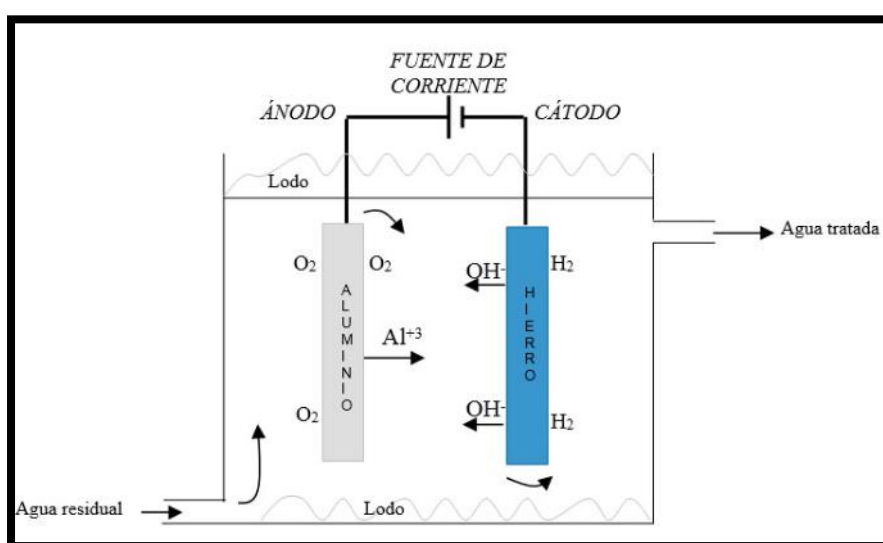


Ilustración 5.2 Sistema de electrocoagulación con ánodo de aluminio y cátodo de hierro

Fuente: (Arango-Ruíz, 2014)

La corriente eléctrica proporciona la fuerza electromotriz que provoca una serie de reacciones químicas, cuyo resultado final es la estabilidad de las moléculas contaminantes. Por lo general, este estado estable produce partículas sólidas menos coloidales y menos emulsionadas o solubles. Cuando esto ocurre, los contaminantes forman componentes hidrofóbicos que se precipitan o flotan, facilitando su remoción por algún método de separación secundario. (Arango-Ruíz, 2014)

La electrocoagulación es un tratamiento de alta eficiencia que puede ser usado como proceso combinado en las estaciones depuradoras de aguas residuales- EDAR- en el punto de pretratamiento para lograr 3 mejoras principales, como son la eliminación de materiales tóxicos que podrían inhibir los biocatalizadores en la etapa de tratamiento biológico, la reducción de la alta carga orgánica y finalmente la reducción del ensuciamiento de la membrana en MBR (Al-Qodah, Al-Qudah, & Omar, 2019). En este sentido,

con el presente proyecto se pretende profundizar en la efectividad de la electrocoagulación como un proceso combinado en las depuradoras para la eliminación de otros contaminantes tales como los microplásticos.

En el área del tratamiento de las aguas residuales, la electrocoagulación ha demostrado ser altamente efectiva en la eliminación de coloides (1-1000 nm), en la reducción de la DQO (Ver *ILUSTRACIÓN 5.3*), eliminación de sales (amonio, sulfatos, fosfatos), eliminación de PCBs, cianuros, nitritos, fenoles, tensoactivos, tintes y colorantes, eliminación de grasas, aceites y emulsiones, electro-deposición de metales pesados (Zn, Pb, Ni, Cr) y, más recientemente, eliminación de contaminantes emergentes. (Moya Llamas, 2018)

Según (Hernández Lehmann, 2011) en su tesis doctoral en la que investiga sobre nuevos procesos para el tratamiento y depuración de las aguas residuales habla de algunas ventajas de electrocoagulación tales como:

1. Tratar especies coloidales más pequeñas facilitando la coagulación sin necesidad de una agitación mecánica.
2. Baja producción de fangos y mejor compactación de los fangos producidos debido a su hidrofobicidad.
3. Eliminación de productos químicos.
4. Mayor eliminación de materia orgánica biodegradable y no biodegradable facilitando el tratamiento secundario.
5. Bajos tiempos de retención hidráulica.
6. Eliminación de sólidos en hasta un 90%
7. Costos de operación.

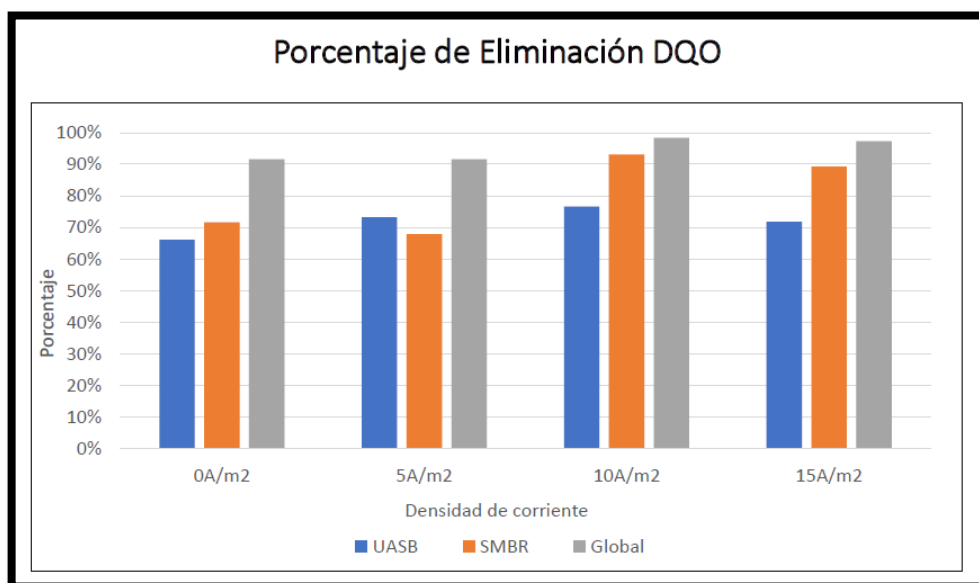


Ilustración 5.3 Gráfico de porcentaje de eliminación de DQO en una planta piloto de un proceso combinado UASB+MBR utilizando electrocoagulación para disminuir el ensuciamiento de membranas.

Fuente: (Mora Cabrera , Prats Rico, & Trapote Jaume, 2019)

5.2.1 Celda de electrocoagulación

El diseño y montaje de un reactor de electrocoagulación simple consta, como se dijo anteriormente, de un cátodo y un ánodo el cual al ser sometido a un potencial eléctrico se oxidará y el cátodo se reducirá (Gilpavas, 2008) permitiendo la formación de iones de aluminio o hierro (según el material del electrodo) junto con iones hidroxilos formando finalmente sales en disolución las cuales son las encargadas del proceso de coagulación y floculación. Para el diseño de una celda de electrocoagulación se deben tener en cuentas los siguientes aspectos: (Mollah et al., 2004); (Gilpavas, 2008)

- Tipo de operación: Batch o continuo.
- Incremento de burbujas de O_2 y H_2 que pueden aumentar la resistencia necesitándose más energía.
- Optimización en la transferencia de masa entre los electrones. Se debe garantizar un flujo de energía dentro del reactor.
- Conductividad del agua residual.
- Distancia entre electrodos y su geometría.
- Geometría del reactor, que puede afectar la formación de los flóculos y el burbujeo de O_2 y H_2 .
- Densidad de corriente: La densidad de corriente suministrada al medio determina la cantidad de iones hierro y aluminio liberados por los electrodos (Moya Llamas, 2018) depende del contaminante que se desea remover y de la escala a la cual se realizará el montaje. Determina la dosificación del metal a la solución y la densidad de producción de burbujas.
- Material de los electrodos, normalmente, el material anódico empleado consiste en planchas de aluminio o de hierro. (Martínez Navarro, 2008)
- Voltaje, es directamente proporcional al costo energético y puede variar por factores como la conductividad de la solución, la distancia entre los electrodos y el material o la geometría de los mismos.
- Tipo de la conexión eléctrica: determinan un mayor o menor gasto de energía.
 - Monopolar: los electrodos están conectados en paralelo y sometidos al mismo potencial, generando mayor gasto de energía.
 - Bipolar: solo los electrodos de los extremos están directamente conectados a la fuente, los electrodos restantes toman la polaridad opuesta al electrodo que tiene en frente.

A continuación, se presentan las formas de conexión de los electrodos a una fuente de corriente para que exista un flujo constante de masa de electrones. Estas configuraciones se presentan en paralelo y serie según la configuración eléctrica monopolar o bipolar (Ver *Ilustraciones 5.4, 5.5 y 5.6*)

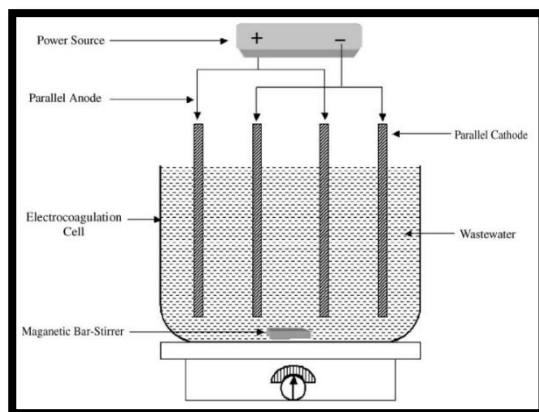


Ilustración 5.4 Diagrama esquemático de un reactor EC a escala laboratorio con electrodos monopolares en conexiones paralelas

Fuente: (Mollah et al., 2004)

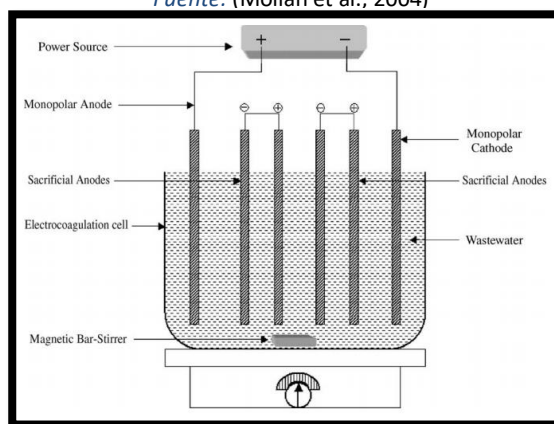


Ilustración 5.5 Diagrama esquemático de un reactor EC a escala laboratorio con electrodos monopolares en conexiones en serie.

Fuente: (Mollah et al., 2004)

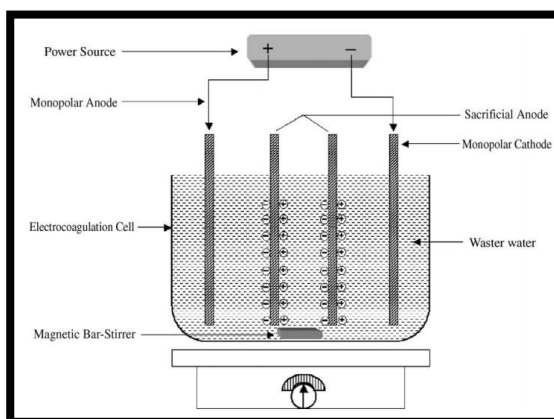


Ilustración 5.6 Diagrama esquemático de un reactor EC a escala laboratorio con electrodos dipolares en conexiones paralelas

Fuente: (Mollah et al., 2004)

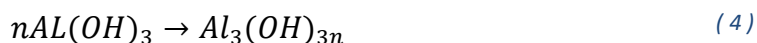
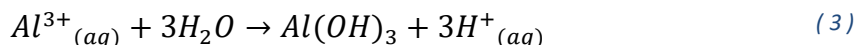
5.2.2 Selección de electrodos

Para los casos más comunes los ánodos más utilizados son los del Fe^{+3} y el Al^{+3} . Para cada uno de los electrodos intervienen reacciones químicas específicas en virtud de las cuales el agente floculante es introducido como resultado de una reacción en el electrodo y tal proceso permite un control cuidadoso de la cantidad de reactivo introducido en el efluente. Así por ejemplo el Al^{3+} o Fe^{3+} pueden ser introducidos por el uso de un ánodo de hierro o aluminio. (Hernández Lehmann, 2011)

Las reacciones generales de formación de hidróxidos de hierro y/o aluminio al interior de la celda electroquímica se dan de la siguiente forma

Para el ánodo de Aluminio:

El electrodo de aluminio tiene características únicas. Es naturalmente pasivo debido a la formación de una película de óxido natural uniforme en su superficie de acuerdo con la reacción. La hidrólisis en el ánodo y la evolución de hidrógeno en el cátodo hace que estos electrodos sean ácidos y alcalinos, respectivamente. Estos productos catiónicos de hidrólisis pueden reaccionar con los iones hidroxilo (OH^-) y transformarse en $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$ amorfos en la disolución. (Ezechi, Hasnain Isa, Muda, & Mohamed Kutty, 2020)

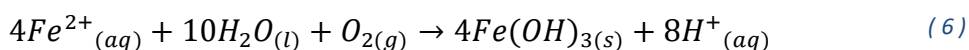
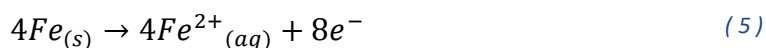


El electrodo de aluminio tiene características únicas. Es naturalmente pasivo debido a la formación de una película de óxido natural uniforme en su superficie de acuerdo con la reacción. Cuando el aluminio se oxida, pierde tres electrones a los iones presentes en la solución y el grado de dicha oxidación está relacionado con su potencial de electrodo. Los metales con potencial electro negativo son altamente oxidantes en comparación con los metales electropositivos. Con un alto potencial de electrodo estándar negativo de -1,66 V, el aluminio puede oxidarse más fácilmente que la mayoría de los metales en la electrocoagulación (Ezechi, Hasnain Isa, Muda, & Mohamed Kutty, 2020). Las sales metálicas formadas por cationes de aluminio (Al^{3+}) generados por la oxidación del ánodo (*Ecuación 1*) pueden hidrolizarse espontáneamente para producir varios monómeros.

Para el Fe, la formación del hidróxido férrico se da por dos mecanismos:

Mecanismo 1:

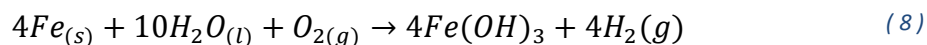
Ánodo de Hierro:



Cátodo de Hierro

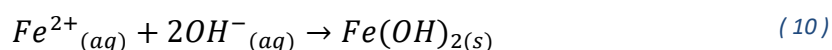


Global

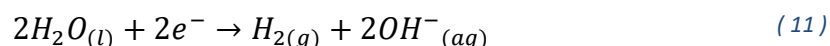


Mecanismo 2:

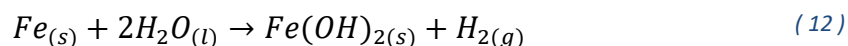
Ánodo de Hierro:



Cátodo de Hierro



Global



El electrodo de hierro también tiene una película pasiva similar en su superficie con una estructura cercana al γ - Fe_2O_3 que puede actuar como un semiconductor. Los átomos en entornos eléctricos consisten en electrones libres que pueden estar en movimiento en todo el metal. Cuando los átomos metálicos se oxidan, forman iones en la fase acuosa y crean un flujo de electrones dentro del metal hacia la dirección de la solución. Los iones o moléculas en la fase acuosa aceptan electrones del metal oxidado y se reducen a otras especies químicas (Ezechi, Hasnain Isa, Muda, & Mohamed Kutty, 2020). Los hidróxidos de hierro formados permanecen en fase acuosa en la disolución actuando como floculante eliminando contaminantes de las aguas residuales por formación de complejos o atracción electrostática y coagulación.

Actualmente se vienen trabajando con gran variedad de electrodos de diferentes materiales como el oro, platino, entre otros obteniendo resultados muy positivos, sin embargo, sus altos costes de fabricación han limitado su uso para el tratamiento de aguas residuales urbanas con tecnologías electroquímicas. En investigaciones de (Nizam Mahmad, Rozainy M.A.Z, Abustan, & Baharun, 2016) comparan electrodos en aluminio y en acero inoxidable para observar cuál de estos electrodos elimina mejor ciertos parámetros (cromo total, color y turbidez). En esta investigación se quiere

conocer la influencia que puede tener un electrodo de acero inoxidable AISI 304.

Los aceros inoxidables son aleaciones de hierro, cromo y carbono, que en ocasiones se complementan con otros elementos, fundamentalmente el níquel. La adición de cromo es la que les confiere a estos aceros el carácter de inoxidable. En medios oxidantes, por ejemplo, el aire, el cromo forma una capa de óxido muy fina y compacta que aísla al material de los ataques corrosivos.

El acero inoxidable AISI 304 es el material más común en los aceros inoxidables. Debido a que el acero inoxidable 304 contiene 18% de cromo (Cr) y 8% de níquel (Ni), también se conoce como acero inoxidable 18/8. El acero inoxidable AISI 304 tiene buena maleabilidad, soldabilidad, resistencia a la corrosión, resistencia al calor, resistencia a baja temperatura y propiedades mecánicas, buena maleabilidad en caliente, como estampado y doblado, y ningún endurecimiento por tratamiento térmico. El acero inoxidable 304 es ampliamente utilizado en el uso industrial, decoración de muebles, industria alimentaria y médica, etc.

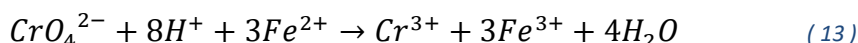
Tabla 5.1 Composición química del Acero Inoxidable AISI 304
Fuente: <https://ferrosplanes.com/inox-304-vs-inox-316-diferencias/>

CONTENIDO	COMPOSICIÓN QUÍMICA
<i>Carbono</i>	<0,8%
<i>Manganeso</i>	<2,0%
<i>Fósforo</i>	<0,045%
<i>Azufre</i>	<0,030%
<i>Silicio</i>	<1,0%
<i>Cromo</i>	18,0%-20,0%
<i>Níquel</i>	8,0%-10,5%
<i>Molibdeno</i>	-----
<i>Otros elementos</i>	-----

La ventaja básica del acero inoxidable es que puede ser aplicado en ambientes corrosivos debido a la formación de una fina capa protectora de óxido de cromo que se forma en la superficie de los aceros que contienen más de un 12% Cr. La principal aplicación de los aceros inoxidables es resistir la corrosión de las soluciones acuosas. Además, estos aceros inoxidables específicos han sido desarrollados para soportar altas temperaturas (oxidación) tensiones elevadas a altas temperaturas (*creep*) y temperaturas bajas extremas (LINCOLN ELECTRIC, s.f)

El uso de acero inoxidable como electrodos para tecnologías electroquímicas se debe a que este material previene el efecto negativo de la oxidación del material. La presencia de cromo facilita la formación de una película protectora o pasiva, que previene o minimiza la formación de óxido. Sin embargo, esta película pasiva también limitará la velocidad de disolución y la producción de iones metálicos.

Para proyectos como el de (Dura & Breslin, 2019) en el que evalúa la eficiencia en la remoción de iones cotidianos en aguas residuales sintéticas utilizando la electrocoagulación con electrodos de acero inoxidable AISI 420 con una aleación de cromo entre el 12% y el 14% evidenció una relativa alta disolución en la concentración de iones Fe^{2+} obteniendo buenos resultados para la eliminación de fosfatos e iones Zn^{2+} acercándose a la eficiencia cotidiana de un electrodo de hierro puro. Sin embargo, se debe tener en cuenta el tipo de aleación de cromo del electrodo de acero inoxidable, es decir, la elección del electrodo se debe hacer con referencia a una baja aleación de cromo debido a la posible formación de cromo (VI) durante la electrocoagulación. Sin embargo, si se libera cualquier cromo (VI) con el ánodo de acero inoxidable, este se elimina con una baja concentración de Fe^{2+} . Mediante la formación de la especie Cr (III) que luego es precipitada en forma de $Cr(OH)_3$.



6 ELIMINACIÓN DEL MICROPLASTICO DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS MEDIANTE ELECTROCOAGULACIÓN

Para hablar de la electrocoagulación como un método eficaz para la eliminación de los microplásticos de las aguas residuales urbanas, es necesario identificar y conocer los métodos convencionales de coagulación, ya que la electrocoagulación es un método indirecto para formación de sales metálicas para la coagulación en aguas residuales.

Skaf et al. (2020) realizaron pruebas de coagulación convencional para la remoción de esferas y fibras de microplástico. Utilizaron como coagulante sulfato de aluminio dieciochohidrato ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$) comúnmente conocido como alumbre. Se usó caolín puro para simular la presencia de arcillas coloidales inorgánicas que se encuentran típicamente en el agua potable. Los ensayos Jar-test se realizaron utilizando agua potable simulada que contiene agua de la red a la cual se adicionó caolín o microplásticos, en su caso.

Los estudios de Skaf et al. (2020) confirmaron que las condiciones que son adecuadas para la eliminación del caolín también son efectivas para la eliminación de las esferas microplásticas y microfibras modelo utilizadas en este estudio. Estos resultados indican que la coagulación convencional es adecuada para la eliminación de ciertos microplásticos de las soluciones. Por lo

tanto, estas afirmaciones son básicas en el montaje de la electrocoagulación y la elección de los electrodos óptimos.

El uso de agentes de coagulación ayudaría a formar estructuras fuertes y estables que pueden eliminarse del agua por flotación o decantación sin romperse. (Enfrin, Dumée, & Lee, 2019)

Investigaciones como la de Perren et al. (2018) evidencian la eficacia que puede tener las tecnologías electroquímicas para la remoción de microplásticos en las aguas residuales urbanas, en caso concreto el uso de la electrocoagulación.

El artículo científico nombrado anteriormente busca dar soluciones nuevas al tema de los microplásticos proveniente en aguas residuales urbanas y que, por métodos convencionales no son eliminados del efluente final llegando así a los ecosistemas marinos causando graves daños.

El procedimiento consistió en realizar el montaje de un reactor electroquímico al que se le introducen siete electrodos de aluminio (1 ánodo, 1 cátodo y 5 electrodos de sacrificio) a los que se les hace pasar una corriente eléctrica en presencia del agua residual sintética. El experimento se fundamentaba en la formación de flóculos mediante la desestabilización de coloides y la neutralización de cargas del microplástico que se adherían al flóculo formado.

La metodología llevó a cabo a diferentes variables: pH del agua (entre 3 y 10 unidades de pH) concentración de NaCl en el agua residual (0 g/L a 8 g/L) e intensidades de corriente (11 A/m² a 23 A/m²).

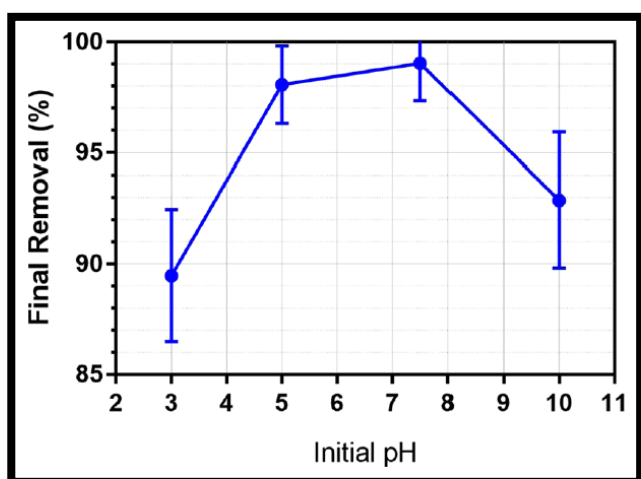


Ilustración 6.2 Eficiencia final de eliminación de microesferas después de 60 minutos de electrocoagulación a diferentes valores de pH iniciales.

Fuente: (Perren, Wojtasik, & Cai, 2018)

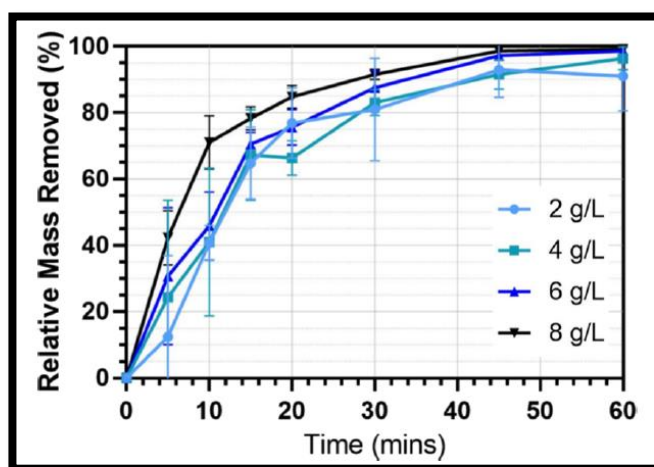


Ilustración 6.1 Eficiencia de eliminación de microperlas contra el tiempo a diferentes concentraciones de NaCl. Todas las demás condiciones del reactor: densidad de corriente, 15 mA / cm²; pH inicial = 7,5

Fuente: (Perren, Wojtasik, & Cai, 2018)

La *ilustración 6.3* muestra las tasas promedio de eliminación de microperlas para las diferentes densidades de corriente probadas. Entre 11 y 13 A/m², no hubo una diferencia clara en las tasas de eliminación entre los valores de densidad actuales probados en un momento específico. Un análisis más específico muestra en la *ilustración 6.3* que la eficiencia de eliminación de microperlas por electrocoagulación no se ve afectada significativamente por el cambio en la densidad de corriente. Esto indica que la cantidad de iones metálicos no causa la eliminación evidente de microperlas para el rango de densidades de corriente investigadas.

El tiempo en que los coagulantes están en exceso y los mecanismos de floculación dominan parece estar entre 0 y 30 minutos; esto implica que operar el reactor durante más de 30 minutos crearía un exceso de coagulante con poco efecto en la eficiencia de eliminación en comparación con permitir que se asiente después de 30 minutos. Mientras tanto, una operación más larga dará como resultado más desperdicio del reactor y un mayor consumo de electrodos y energía.

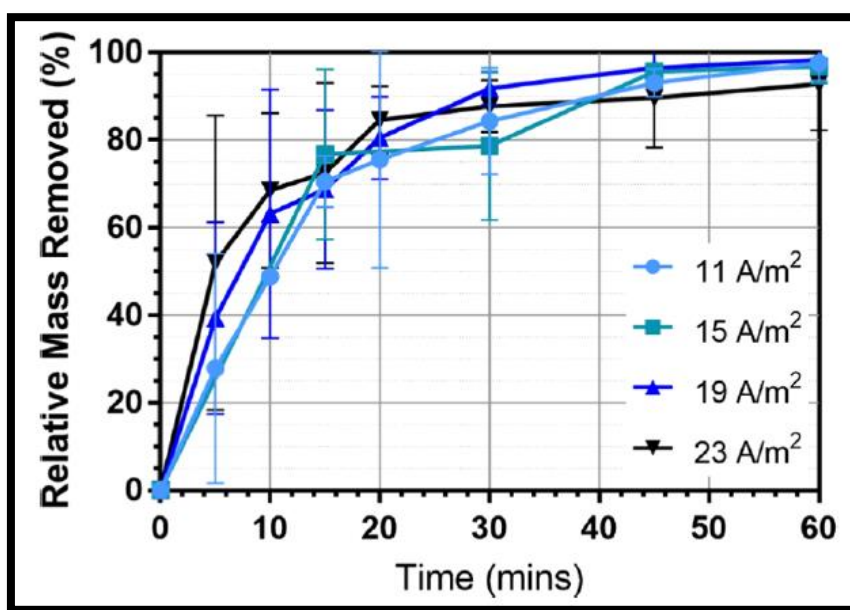


Ilustración 6.3 Remoción fraccional promedio para densidades de corriente variadas.
Fuente: (Perren, Wojtasik, & Cai, 2018)

Los resultados mostraron que la electrocoagulación es un método efectivo para eliminar microperlas de aguas residuales domésticas simuladas (mayor a un 99% de remoción de perlas de microplástico). Las observaciones mostraron que las microperlas experimentaron tanto floculación como neutralización de carga simultáneamente. Al configurar el reactor para explotar ambos mecanismos, se reducen los costos operativos del reactor. Para el rango de parámetros investigados, se encontró que las condiciones óptimas del reactor eran pH = 7.5, concentración de NaCl = 0-2 g/L y densidad de corriente = 11 A/m².

7 EXPERIMENTACIÓN CUALITATIVA

A continuación, se describe la experimentación realizada con el objetivo de determinar la eficacia de la electrocoagulación para la eliminación del microplástico de las aguas residuales urbanas.

A pesar de que la fase experimental incluía la determinación de las concentraciones de microplástico separadas de la fase líquida por coagulación-floculación mediante electrocoagulación, debido a las actuales circunstancias, este apartado incluye el diseño y montaje experimental, así como los ensayos realizados hasta el día 13 de marzo siendo, en consecuencia, de carácter cualitativo la determinación realizada a partir de ella.

Para dar cumplimiento a los objetivos propuestos en la presente investigación, se realizó el montaje de un reactor electroquímico a escala laboratorio instalado en el laboratorio del Instituto del Agua y de las Ciencias Ambientales de la Universidad de Alicante-IUACA- para la eliminación del microplástico de las aguas residuales. El montaje se detalla a continuación:

7.1 Reactor electroquímico

Se construye un tanque rectangular de metacrilato con un volumen de 0,0079 m³ y dimensiones 0,17m x 0,15m x 0,31m el cual contendrá el agua residual sintética a tratar. En el interior del reactor se instalan 6 electrodos de 0,30m x 0,20 m en una configuración paralela a una distancia de 1,5cm y suspendidos por un soporte plástico inerte (ver *ILUSTRACIÓN 6.1*). Los materiales de los electrodos son: aluminio para los electrodos externos y los cuatro electrodos internos o de sacrificio son acero inoxidable (AISI 304).

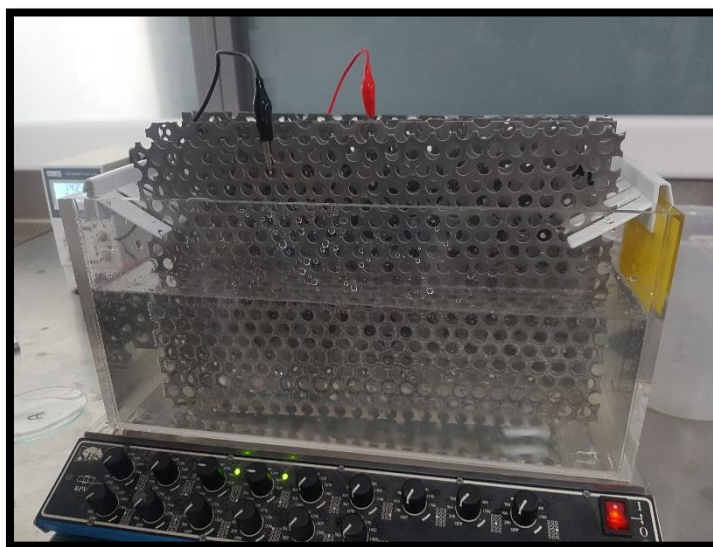


Ilustración 7.1 Celda electroquímica

La configuración eléctrica se realizó con la conexión de los dos electrodos externos a una fuente de alimentación AXIOMET AX3005DS (0-30V y 0-5A), actuando así estos electrodos como cátodo y ánodo principal. Los 4 electrodos internos de acero inoxidable actuaron como electrodos de sacrificio bipolares.

En el diseño se optó por el uso de electrodos de sacrificio no conectados ya que reducía el número de conexiones entre electrodos, lo que hacía que el reactor fuera más fácil de instalar y limpiar entre experimentos, a la vez que proporcionaba una fuente de iones de aluminio (Perren, Wojtasik, & Cai, 2018). El reactor fue puesto a pruebas sobre un agitador magnético MULTIPPOINT MAGNETIC STIRRER de la marca SBS a 30 RPM para dispersar los flóculos formados durante el intervalo de tiempo en que la celda se somete a la corriente eléctrica iniciándose así el proceso de electrocoagulación.

Mediante el proceso de electrocoagulación se buscó también de forma indirecta eliminar otros contaminantes presentes en el agua como materia orgánica y nutrientes tales como fósforo.



*Ilustración 7.3 Fuente de alimentación
AXIOMET AX3005DS*

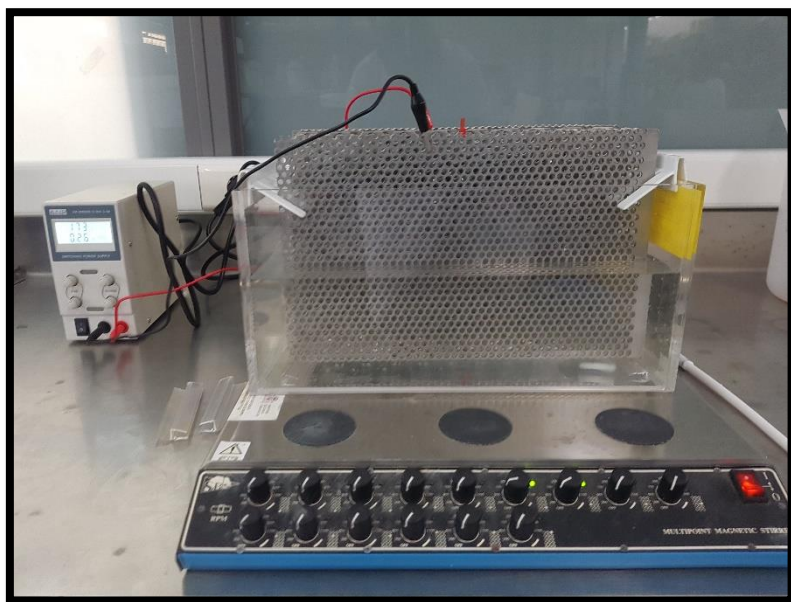


Ilustración 7.2 Montaje de reactor electroquímico

7.2 Preparación de muestras de microplástico

La preparación de la muestra de microplástico para obtenerlo en el orden de micras, se utilizaron muestras de envoltorios de plásticos, los cuales normalmente están constituidos por materiales como polietileno y polipropileno. Con las muestras se procedió a desfragmentarlas hasta obtener el tamaño requerido. Esto se realizó en 2 etapas: una primera molienda de corte seguida de una molienda mediante bolas, las cuales se describen a continuación.

7.2.1 Molienda de corte

El plástico pasó por un proceso de corte fino. Este procedimiento se hizo con un molino de corte SM 200 de la marca RETSCH y con el uso de una cuchilla giratoria la muestra fue cortada y pasada por un tamiz de 4,0mm. El objeto de esta molienda consistió en reducir el tamaño del plástico para pasar a la siguiente etapa de pulverización o molienda de bola.

Esta actividad se realizó en los laboratorios del departamento de Ingeniería Química de la Universidad de Alicante.

Garantizando un buen procedimiento y una cantidad significativa, el proceso de corte fue de aproximadamente 40 minutos para tener una masa de muestra de microplástico de 20g.



Ilustración 7.5 Molino de corte SM200

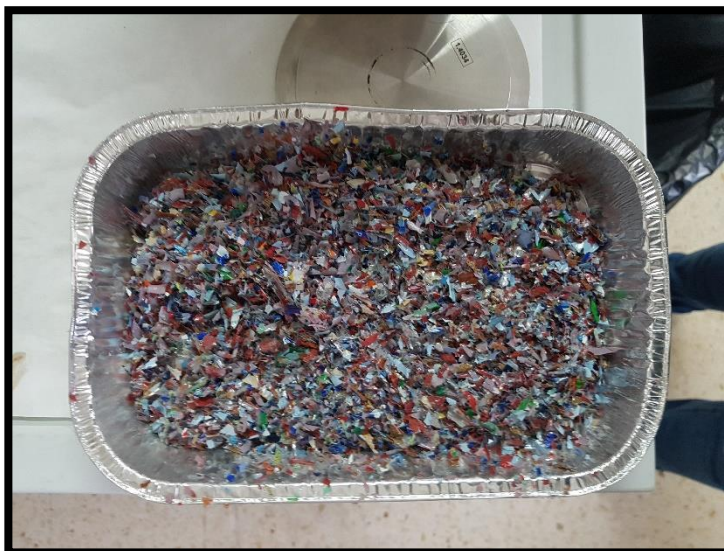


Ilustración 7.4 Muestra de plástico cortada

7.2.2 Molienda de bola.

Luego de pasar el plástico por la molienda de corte, se procedió a pulverizar esta muestra picada con el fin de obtener el microplástico en el orden de unidades micrométricas.

Para este procedimiento se utilizó el molino de bola PM 100 de la marca RETSCH el cual funciona por el principio de impacto y fricción que hay entre la muestra y las bolas.

El método de funcionamiento se basó en agregar los 20g de plástico picado a un recipiente de acero inoxidable que contiene 8 bolas del mismo material. Se pesó todo el contenido y posteriormente se sometió a velocidades radiales con el fin de lograr que, mediante la fricción y el impacto la muestra logre pulverizarse.

Todo el proceso de molienda fue de aproximadamente 50 minutos trabajando el equipo velocidades entre 280 y 310 RPM.

Esta actividad igualmente, se realizó en los laboratorios del departamento de Ingeniería Química de la Universidad de Alicante.



Ilustración 7.6 Molino de bolas PM100



Ilustración 7.7 Muestra de plástico pulverizada (Microplástico)



Ilustración 7.8 Recipiente con las bolas

Una vez obtenida la muestra pulverizada se procedió con esta a realizar mediciones granulométricas y a la experimentación en el reactor electroquímico.



Ilustración 7.9 Muestras de plástico

7.3 Preparación de agua residual a tratar

Para realizar las pruebas de electrocoagulación, se determinó hacer un agua residual de tipo sintético con el fin de controlar las diferentes variables que se han fijado para esta investigación.

El alimento sintético se preparó en laboratorio según la composición de la International Standard Organization de 1999 (Mendes Predolin, 2005). Para esta experimentación se preparó una muestra de agua residual sintética de 5 litros de volumen y con una concentración de DQO de 500 mg/L similar a la de las aguas residuales de tipología urbana de carga media-alta. (Ver *tabla 6.1*)

Tabla 7.1 Preparación alimento para DQO para 5 litros

Fuente: ISO, 1999

COMPUESTO	DQO _{Referencia} (3038 mg.L ⁻¹)	DQO (500 mg.L ⁻¹)
PEPTONA (g)	1,6	1,32
EXTRACTO DE CARNE (g)	1,1	0,90
ÚREA (g)	0,3	0,25
MgSO ₄ .7H ₂ O (g)	0,02	0,16
KH ₂ PO ₄ (g)	0,28	0,23
CaCl ₂ .2H ₂ O (g)	0,04	0,03
NaCl (g)	0,07	0,06

La preparación del agua residual a tratar se realizó en el laboratorio del IUACA, en este espacio se encontraron todos los compuestos para la preparación. El pesaje de estos compuestos se hizo en una báscula analítica GIBERTINI. Se completó la preparación del alimento sintético mediante la disolución de los compuestos pesados en seco en 5 L de agua de red, consiguiendo así una concentración de DQO de 500 mg/L.

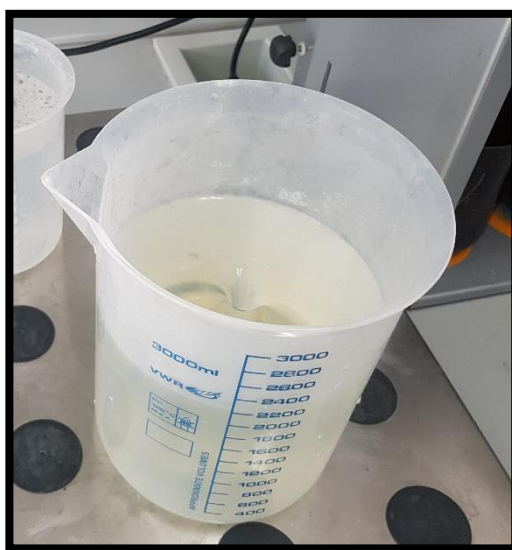


Ilustración 7.10 Agua residual sintética de volumen 5L

Una vez preparada el agua residual que se va a tratar, se procedió a adicionarle la muestra de plástico que iba a ser sometida a tratamiento electroquímico. La concentración de microplásticos objeto de estudio fue de 0,1 g/L de microplásticos. Para la prueba se pesaron 0,5 g de microplástico que posteriormente fueron mezclados con el agua residual sintética. Debido a la hidrofobicidad del plástico este tiende a mantenerse en la superficie del agua por lo que se procedió a su agitación para tratar de homogenizar toda la muestra en todo el volumen del agua residual.

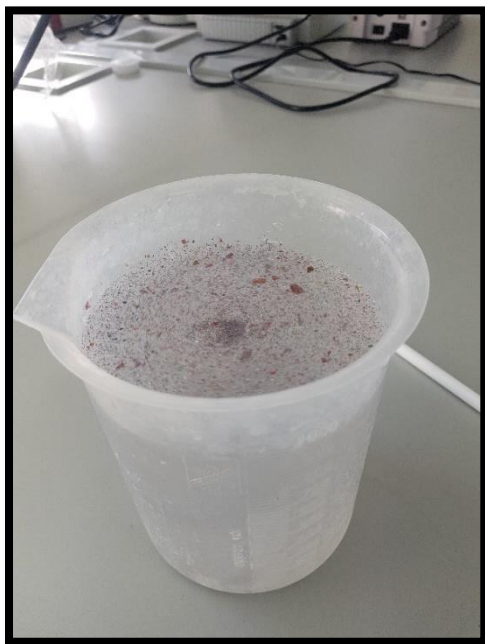


Ilustración 7.11 Agua residual sintética con microplástico

7.4 Procedimiento

En base al estudio bibliográfico realizado, se llevaron a cabo diferentes ensayos para la elección del material del ánodo y cátodo, como son el acero inoxidable y el aluminio. Los primeros ensayos se realizaron utilizando electrodos de acero inoxidable AISI 304. Esta opción fue descartada debido a que la capa de pasivación formada en los electrodos ralentizaba enormemente el proceso haciéndolo inviable. Además, la turbiedad derivada de las diferentes especies químicas derivadas de la oxidación de los electrodos supuso un obstáculo adicional para la experimentación (Ilustración 6.12). Por todo ello, y con el respaldo bibliográfico de investigaciones como la de *Skaf et al. 2020* se optó por la utilización de electrodos de aluminio.

La experimentación se inició con la puesta en marcha del reactor electroquímico con los electrodos de aluminio los cuales son más eficiente debido a su rápida oxidación y liberación de sus iones para la formación de las sales. El procedimiento duró 60 minutos de forma continua garantizando una agitación constante para dispersar los flóculos y las muestra del microplástico por todo el reactor. El voltaje y amperaje se controlaron de forma manual con la

graduación de la fuente de corriente. Los electrodos de sacrificio se trabajaron con el acero inoxidable AISI 304, esto con el fin de garantizar la menor corrosión posible que pueda generarse en los electrodos y ser lo más duraderos posible.



Ilustración 7.12 Electrocoagulación con electrodos de acero inoxidable AISI 304

7.5 Análisis de los resultados

Estudios e investigaciones demuestran la efectividad de la coagulación convencional con alumbre para el asentamiento de microplástico en el tratamiento de aguas residuales bajo el control de algunos parámetros tales como la presencia de tensoactivos o la concentración misma del alumbre. (Skaf, Punzi, Rolle, & Kleinberg, 2020)

De acuerdo con Perren et al. (2018), la configuración de los electrodos en paralelo y con los electrodos no conectados a modo de electrodos de sacrificio fue efectiva para la creación de un campo eléctrico capaz de cubrir todo el volumen de la celda electroquímica.

La utilización de electrodos de acero inoxidable no resultó eficiente debido a la formación de una capa pasiva sobre los mismos y a la turbidez derivada de la formación de diferentes especies derivadas de la generación de iones de cromo y níquel, de acuerdo con trabajos precedentes como el de Dura & Breslin (2019). En futuras investigaciones, se recomienda realizar una pasivación inicial de los electrodos de acero inoxidable previa a su utilización, conforme a investigaciones como la de Guerrini et al. (2014).

Durante la realización de los ensayos se observó que a medida que avanzaba el proceso de electrocoagulación, el agua residual sintética se volvía visiblemente más turbia y esto es un resultado visible similar a la investigación

de Perren et al. (2018) por lo que puede deberse a la formación de una estructura de flóculo polimérico derivada de la posible formación de especies como el $\text{Al}(\text{OH})_3$. La mezcla mediante agitación a 30 rpm dispersó estos flóculos con relativa facilidad en todo el recipiente, y algunos microplásticos se vieron visiblemente unidos a los flóculos.

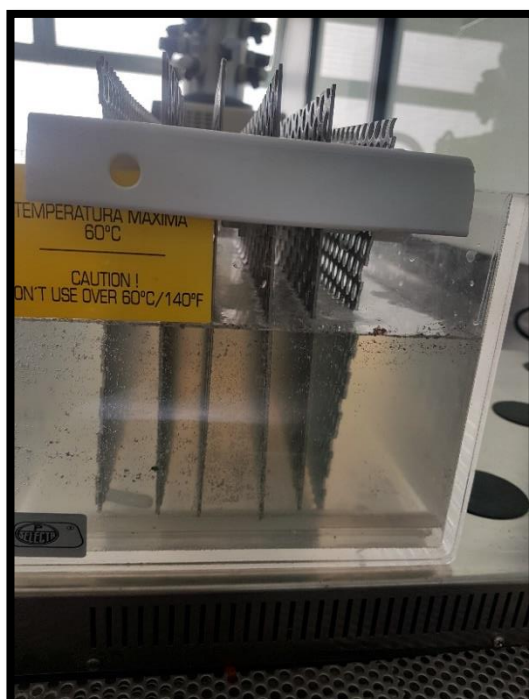


Ilustración 7.13 Posible formación de $\text{Al}(\text{OH})_3$

Siguiendo el protocolo de Perren et al. (2018) una vez finalizado todo el proceso de electrocoagulación, el reactor se dejó durante 24 horas de asentamiento, los contenidos del reactor decantaron. La capa de flóculo formada se hundió hasta el fondo del reactor y arrastrando una gran cantidad de las muestras microplásticas contenidas (*ILUSTRACIONES 7.14 Y 7.15*). El volumen líquido restante era visiblemente más claro y libre de microperlas en comparación con el de las muestras originales. El proceso de electrocoagulación descrito anteriormente también es adecuado para la eliminación de materia orgánica, fosfatos y otras sustancias presentes en las aguas residuales domésticas.

Tras finalizar el proceso de electrocoagulación y una vez retirada la celda de la agitación también se pudo apreciar que parte del microplástico se encontraba sobreflotando sobre una capa muy fina que parecía ser el flóculo formado. Esto puede deberse en parte a la liberación de $\text{O}_{2(g)}$ y $\text{H}_2(g)$ que hay durante la oxidación del aluminio en la electrocoagulación. Perren et al. (2018) ilustra cómo puede eliminarse el microplástico luego de ser tratado por electrocoagulación (*ILUSTRACIÓN 7.17*). Esta capa fina se forma en los electrodos y en las paredes del reactor de manera uniforme (ver *ILUSTRACIÓN 7.18*)

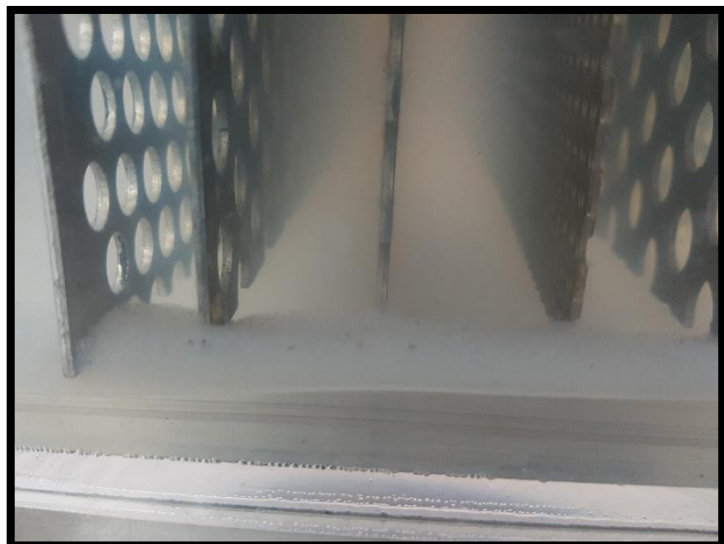


Ilustración 7.15 Microplástico sedimentado



Ilustración 7.14 Microplástico sedimentado

Durante asentamiento de los flóculos, la celda estuvo sobre el campo magnético del agitador, lo que dio lugar a que una mayor cantidad de microplástico no sedimentara debido al campo eléctrico remanente. Tras retirar la celda del agitador se observó la aceleración del proceso de sedimentación, lo que corrobora la influencia del campo magnético remanente en la consecución del proceso.

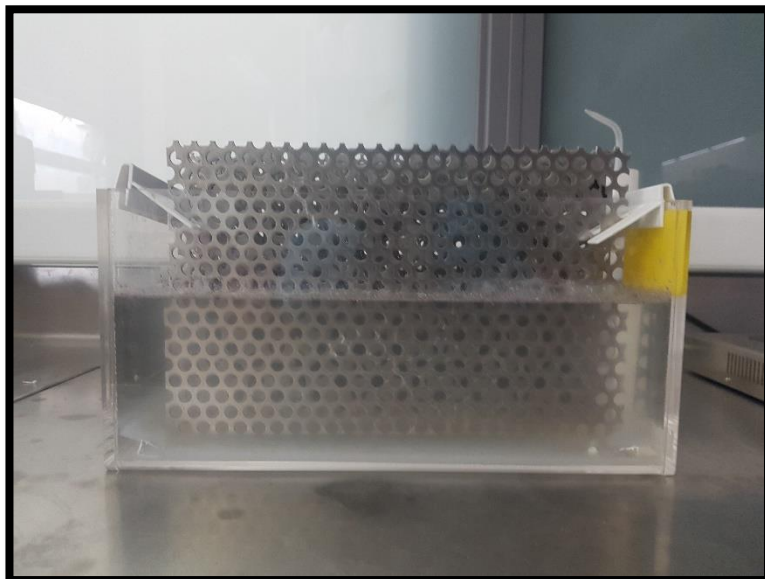


Ilustración 7.16 Proceso de electrocoagulación 24 horas después con electrodos principales de aluminio

Para nuevos montajes y procedimientos, se recomienda que, al finalizar el proceso de electrocoagulación, la celda se retire del agitador magnético para evitar que los flóculos y los microplásticos se vean afectados por un campo magnético.

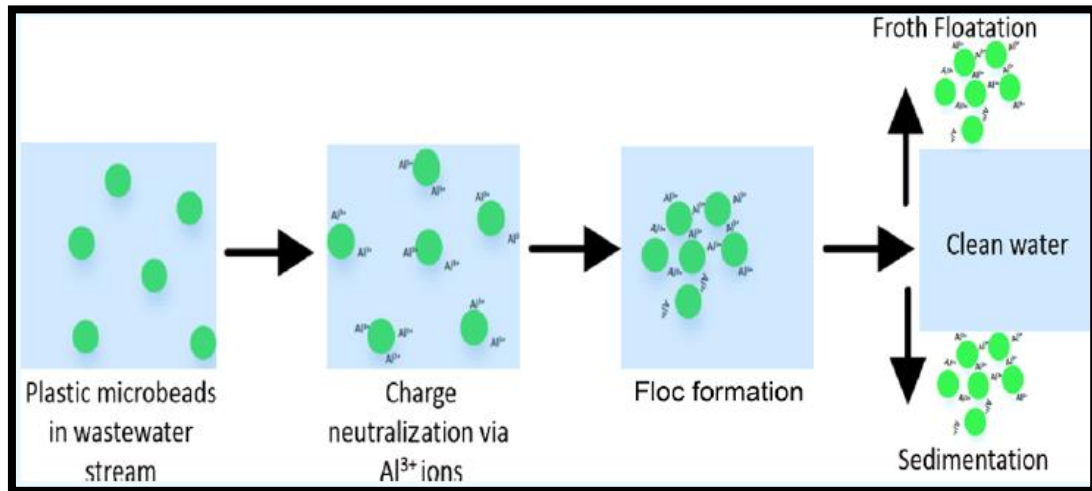


Ilustración 7.17 Remoción de microplástico mediante el uso de la electrocoagulación
Fuente: (Perren, Wojtasik, & Cai, 2018)



Ilustración 7.18 Posible formación de flóculos con microplástico en la superficie del reactor.

8 CONCLUSIONES.

A continuación, se resumen las principales conclusiones extraídas tanto de la revisión bibliográfica realizada como de la parte experimental que pudo ser llevada a cabo en el Instituto Universitario del Agua y de las Ciencias ambientales de la Universidad de Alicante.

- La solución más sostenible para el tema de plásticos y microplásticos, se centra en la reorientación de la economía como se conoce actualmente hacia la denominada “*economía circular del plástico*” en la que nuestros hábitos de consumo provengan de productos ya existentes (reutilización y reciclaje de materiales plásticos) y de este modo desacelerar la producción de plástico como actualmente se viene haciendo en nuestros tiempos actuales. El plástico debe ser reciclado y reciclable.
- Los microplásticos hacen parte de los llamados recientemente “*contaminantes emergentes*”. La legislación ambiental y sanitaria no los controla porque hasta ahora no se han conocido sus verdaderos impactos sobre la salud humana y el medio ambiente.
- Se ha identificado que la presencia de microplásticos puede afectar a los seres humanos por medio de 3 medios: 2 por ingestión en la que puede existir una afección tóxica y la otra forma puede ser física en la que el puede causar lesiones pulmonares y/o intestinales. El tercer medio se trata de la protección de agentes patógenos creando hábitats para larvas de mosquitos, virus o bacterias.
- La entrada de microplásticos al océano proviene de sectores económicos y a través de escorrentías superficiales, lixiviados agrícolas o la mala gestión de los desechos sólidos. Las descargas de efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales y aguas residuales se han identificado como una posible fuente puntual importante de microplásticos que contribuyen a la entrada de microplásticos en el agua dulce y posteriormente al océano (*ILUSTRACIÓN 3.2*).
- Aunque se haya demostrado la eficiencia de las EDARs para remover grandes cantidades de microplásticos, se debe mencionar también que la presencia de estas partículas puede ocasionar grandes daños en las instalaciones y equipos de tratamiento e incluso reducir la eficiencia en las diferentes etapas del tratamiento de las aguas residuales.
- Las tecnologías electroquímicas y en específico la electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales domésticas ha demostrado ser eficiente como nuevas alternativas para la depuración de aguas

residuales y eliminación de compuestos orgánicos y contaminantes emergentes.

- La investigación puso de manifiesto la importancia de realizar nuevos experimentos utilizando electrodos de acero inoxidable dado que estos materiales pueden impactar de forma positiva el campo de la electroquímica. Si bien el acero inoxidable es más costoso que el hierro y el aluminio, es estable y no se consume cuando la unidad de electrocoagulación no está en uso, por lo que su vida útil es mayor, lo que acerca los costos finales. No obstante, se aconseja la inactivación o pasivación del electrodo de acero inoxidable antes de iniciar los procesos de electrocoagulación.

9 BIBLIOGRAFÍA

Al-Qodah, Z., Al-Qudah, Y., & Omar, W. (2019). On the performance of electrocoagulation assisted biological treatment processes: A review on the state of the art. *Environmental Science and Pollution Research*, 28689-28713.

Arango-Ruíz, Á. (2014). Tratamiento de aguas residuales mediante electrocoagulación: desarrollo y potencial de aplicación. *Journal of engineering and technology*, 78-98.

ARCADIS. (2014). *Marine Litter study to support the establishment of an initial quantitative headline reduction target - SFRA0025*. Bruselas.

Bilbao Villena, A. (2015). *Desengancharse del plástico. Problemas de un material ubicuo*. Madrid: Confederación de ecologistas en acción.

Browne, M. A., Galloway, T. S., & Thompson, R. (2007). Microplastic – An Emerging Contaminant of Potential Concern? *Integrated Environmental Assessment and Management*, 559-561.

CEDINOX. (s.f.). <http://www.cedinox.es>. Obtenido de <http://www.cedinox.es/es/acero-inoxidable/tipos/index.html>

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & S. Galloway, T. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 2588-2597.

Corradini, F., Meza, P., Eguiluz, R., Casado, F., Huerta-Lwanga, E., & Geissen, V. (2019). Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. *Science of the Total Environment*, 411-420.

- de Stephanis, R., Giménez, J., Carpinelli, E., Gutiérrez-Exposito, C., & Cañadas, A. (2013). As main meal for sperm whales: Plastics debris. *Marine Pollution Bulletin*, 206-214.
- Delgado Fimia, O. (2019). *IMPLICACIONES DE LA EXPOSICIÓN A MICROPLÁSTICOS EN SALUD HUMANA*. Granada.
- Dura, A., & Breslin, C. B. (2019). Electrocoagulation using stainless steel anodes: Simultaneous removal of phosphates, Orange II and zinc ions. *Journal of Hazardous Materials*, 152-158.
- Enfrin, M., Dumée, L. F., & Lee, J. (2019). Nano/microplastics in water and wastewater treatment processes-Origin, impact and potential solutions. *Water Research*, 621-638.
- Ezechi, E. H., Hashain Isa, M., Muda, K., & Mohamed Kutty, S. (2020). A comparative evaluation of two electrode systems on continuous electrocoagulation of boron from produced water and mass transfer resistance. *Journal of Water Process Engineering*.
- Fundación para el conocimiento madri+d. (17 de Septiembre de 2010). www.madrimasd.org. Obtenido de www.madrimasd.org: <https://www.madrimasd.org/blogs/remtavares/2010/09/17/131491>
- GESAMP. (2015). *SOURCES, FATE AND EFFECTS OF MICROPLASTICS IN THE MARINE ENVIRONMENT: A GLOBAL ASSESMENT*.
- Gigault, J., Halle, A., Baudrimont, M., Pascal, P. Y., Gauffre, F., Phi, T. L., . . . Reynaud, S. (2018). Current Opinion: What is a nanoplastic. *Environmental Pollution*, 1030-1034.
- Gilpavas, E. (2008). *Aplicación de la electroquímica en el tratamiento de aguas residuales*. Medellín.
- Guerrini, E., Cristiani, P., Grattieri, M., Santoro, C., Li, B., & Trasatti, S. (2014). Electrochemical Behavior of Stainless Steel Anodes in Membraneless Microbial Fuel Cells. *Journal of The Electrochemical Society*, 62-67.
- Hernández Lehmann, P. S. (2011). *Investigación sobre procesos avanzados de tratamiento y depuración de las aguas mediante electrocoagulación*. Madrid.
- Hong Wong, J. K., Kin Lee, K., Daniel Tang, K. H., & Yap, P. S. (2020). Microplastics in the freshwater and terrestrial environments: Prevalence, fates, impacts and sustainable solutions. *Science of the total environment*.

- Hussain, N., Jaitley, V., & Florence, A. T. (2001). Recent advances in the understanding of uptake of microparticulates across the gastrointestinal lymphatics. *ADVANCED DRUG DELIVERY REVIEWS*, 107-142.
- Karlsson, T. M. (2014). *Can microlitter in sediment and biota be quantified? Method development and analysis of microlitter in field-collected biota and sediment*. Gotemburgo.
- Kohler, M., Tremp, J., Zennegg, M., Seiler, C., Miinder-Kohler, S., Beck, M., . . . Schmid, P. (2005). Joint Sealants: An Overlooked Diffuse Source of Polychlorinated Biphenyls in Buildings. *Environmental Science and Technology*, 1967-1973.
- LINCOLN ELECTRIC. (s.f). *ELECTRODO ACERO INOXIDABLE*.
- López García, U. M. (2005). *Aplicación de electrodiálisis a la eliminación de nitrato en el agua*. Querétaro.
- Martínez Navarro, F. (2008). *Tratamiento de aguas residuales mediante electrocoagulación y coagulación convencional*. Ciudad Real.
- Masterton, W. L., & Hurley, C. N. (1997). *Chemistry: Principles and Reactions*. Ed. Saunders Golden.
- Mendes Predolin, L. (2005). *ESTUDIO DE UN SISTEMA HÍBRIDO UASB+MBR PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES URBANAS*. Alicante.
- Mollah, M. Y., Morkovsky, P., Gomes, J. A., Kesmez, M., Parga, J., & Cocke, D. L. (2004). Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials* , 199-210.
- Moore, C. J. (2008). Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 131-139.
- Mora Cabrera , K. V., Prats Rico, D., & Trapote Jaume, A. (2019). *La electrocoagulación, una alternativa para la disminución del ensuciamiento de membrana*. Alicante.
- Moya Llamas, M. j. (2018). *Tecnologías electroquímicas aplicadas en el tratamiento de aguas: Electrocoagulación*. Alicante.
- Nizam Mahmad, M. K., Rozainy M.A.Z, M. R., Abustan, I., & Baharun, N. (2016). Electrocoagulation Process by Using Aluminium and Stainless Steel Electrodes to Treat Total Chromium, Colour and Turbidity. *Procedia Chemistry*, 681-686.
- OSPAR. (2007). *OSPAR Pilot Project on Monitoring Marine Beach Litter Monitoring of marine litter in the OSPAR region*. Londres.

- Perren, W., Wojtasik, A., & Cai, Q. (2018). Removal of Microbeads from Wastewater Using Electrocoagulation. *ACS OMEGA*, 3357-3364.
- Peyton, D. P., Healy, M. G., Fleming, G. T., Grant, J., Wall, D., Morrison, L., . . . Fenton, O. (2016). Nutrient, metal and microbial loss in surface runoff following treated sludge and dairy cattle slurry application to an Irish grassland soil. *Science of the Total Environment*, 218-229.
- Rajeshwar, K., & Ibanez, J. (1997). *Environmental Electrochemistry: Fundamentals and aplicaciones in Pollution Abatement*. San Diego: Academic Press, Inc.
- Rojo-Nieto, E., & Montoto, T. (2017). *Basuras marinas, plásticos y microplásticos: orígenes, impactos y consecuencias de una amenaza global*. Madrid: Ecologistas en Acción.
- Sarria, V. M., Parra, S., Rincón, A. G., Torres, R. A., & Pulgarín, C. (2005). Nuevos sistemas electroquímicos y fotoquímicos para el tratamiento de aguas residuales y de bebida. *Revista Colombiana de Química*, 161-173.
- Simon-Sánchez, L., Grelaud, M., Garcia-Orellana, J., & Ziveri, P. (2019). River Deltas as hotspots of microplastic accumulation: The case study of the Ebro River (NW Mediterranean). *Science of the total environment*, 1186-1196.
- Skaf, D. W., Punzi, V. L., Rolle, J. T., & Kleinberg, K. A. (2020). Removal of micron-sized microplastic particles from simulated drinking water via alum coagulation. *Chemical Engineering Journal*.
- Sun, J., Dai, X., Wang, Q., van Loosdrecht, M., & Ni, B.-J. (2019). Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water Research*, 21-37.
- Toledo Martínez, M. Á. (2019). *REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA DE LOS MÉTODOS DE ANÁLISIS DE MICRO(NANO)PLÁSTICOS EN EL MEDIO AMBIENTE Y LA BIOTA MARINA*. Madrid.
- UNEP. (2016). *Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change*. Nairobi.
- Vethaak, A. D., & Leslie, H. A. (2016). Plastic Debris Is a Human Health Issue. *Environmental science and technology*, 6825-6826.
- Vicerrectorado de investigación, d. e. (s.f.). *Oferta tecnológica: síntesis de productos químicos mediante tecnología electroquímica*. Alicante.
- Wang, W., & Wang, J. (2018). Different partition of polycyclic aromatic hydrocarbon on environmental particulates in freshwater: Microplastics in

comparison to natural sediment. *Ecotoxicology and environmental safety*, 648-655.

World Economic Forum, Ellen MacArthur Foundation and McKinsey & Company. (2016). *THE NEW PLASTIC ECONOMY-RETHINKING THE FUTURE OF PLASTICS*. Obtenido de <http://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications>

Yu, Q., Hu, X., Yang, B., Zhang, G., Wang, J., & Ling, W. (2020). Distribution, abundance and risks of microplastics in the environment. *Chemosphere*.

Zhang, Z., & Chen, Y. (2020). Effects of microplastics on wastewater and sewage sludge treatment and their removal: A review. *Chemical Engineering Journal*.